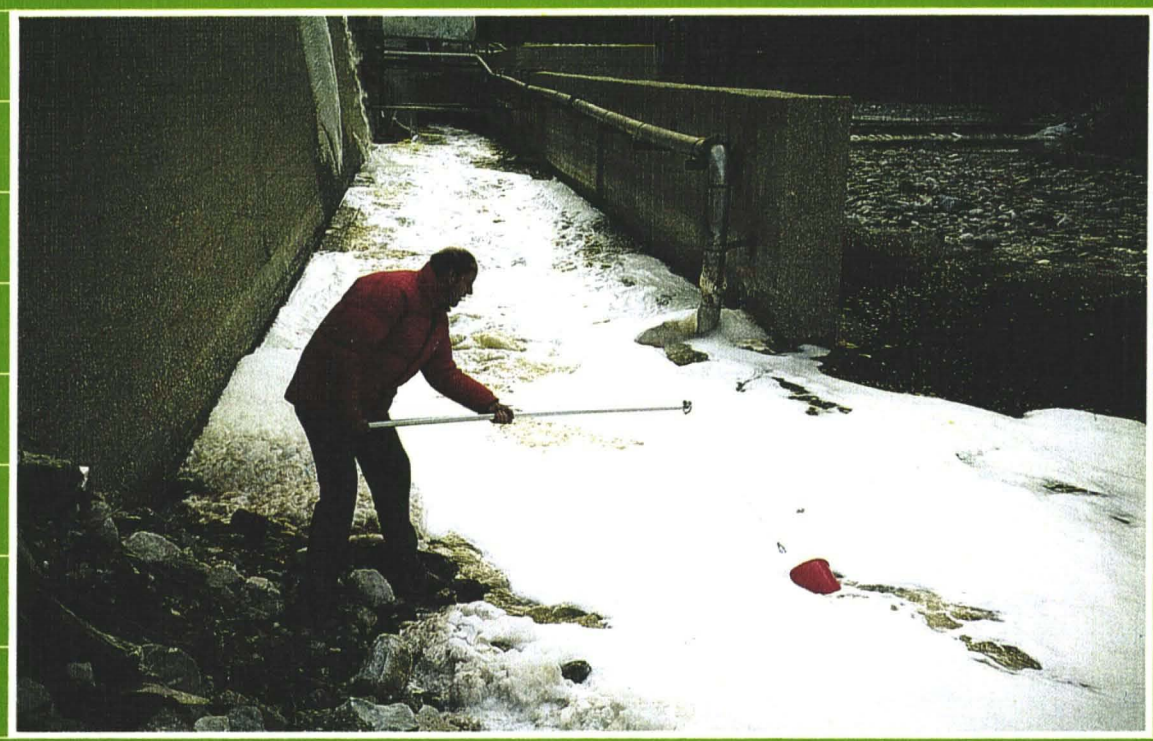
Umweltbundesamt



ZWEITER UMWELTKONTROLLBERICHT

Bundesministerin für Umwelt, Jugend und Familie

Dkfm. Ruth Feldgrill-Zankel

Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie

www.parlament.gv.at

Umweltbundesamt

Zweiter

Umweltkontrollbericht

Bundesministerin für
Umwelt, Jugend und Familie

Dkfm. Ruth Feldgrill–Zankel

Wien, September 1991

Der vorliegende Bericht der Bundesministerin für Umwelt, Jugend und Familie an den Nationalrat wurde vom Umweltbundesamt für den Berichtszeitraum Mai 1988 bis April 1991 erstellt.

Titelfoto: Probenahme im Rahmen der Umweltkontrolle durch einen Mitarbeiter des Umweltbundesamtes unterhalb der Abwassereinleitung eines (inzwischen stillgelegten) Zellstoffwerkes in die Vellach (Kärnten; siehe 2.1.1).

Impressum:
Medieninhaber und Herausgeber: Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, 1031 Wien.
Textsatz & Graphik: Umweltbundesamt, Spittelauer Lände 5, 1090 Wien.
Druck: Styria, Graz.

Kartengrundlage vervielfältigt mit Genehmigung des Bundesamtes für Eich– und Vermessungswesen (Landesaufnahme) in Wien, Zl. L 70 150/91.

Vorwort

Es ist für mich als Umweltministerin eine angenehme Aufgabe, dem Nationalrat hiermit den zweiten Bericht über die Umweltkontrolle in Österreich vorzulegen.

Der vorliegende Bericht enthält eine Fülle von Daten und Fakten, die zeigen, daß die Umweltkontrolle durch das Umwelt–bundesamt mit großen Engagement und mit fachlicher Kompetenz durchgeführt wird.

Dieses Amt mit seinen Außenstellen in Salzburg und Klagenfurt sorgt für flächendeckende Erhebungen und Messungen von Umweltbelastungen im gesamten Bundesgebiet. Ihre Daten stellen die fachlichen Grundlagen für eine Kontrolle und Verbesserung der Umweltsituation im ganzen Land dar.

Gleichzeitig liefert die Arbeit des Umweltbundesamtes wertvolle Anregungen für neue Bemühungen und weitere Initiativen meines Ressorts zur Verbesserung der Umweltsituation. Ich betrachte daher die Tätigkeit des Amtes als eine unverzichtbare Ergänzung meiner Arbeit.

Viel liegt noch vor uns: Es gilt, große Probleme im Umweltbereich anzupacken und gemeinsam zu lösen. Ich denke dabei zum Beispiel an so schwierige Aufgaben wie Reduzierung der CO_2–Emissionen und weitere Schritte zu Ozonbekämpfung. Dabei wird mir das Umweltbundesamt wieder ein wichtiger Partner und eine Stütze im Kampf um eine lebenswerte Umwelt sein.

Dkfm. Ruth Feldgrill–Zankel

Bundesministerin für Umwelt, Jugend und Familie.

1 ZUR LAGE DER UMWELT IN ÖSTERREICH 1

1.1 Luft 1

1.1.1 Schwefeldioxid 3

1.1.2 Staub 8

1.1.3 Stickstoffoxide 9

1.1.4 Flüchtige organische Verbindungen 14

1.1.5 Kohlenmonoxid 15

1.1.6 Ozon 16

1.1.7 Kohlendioxid und zusätzlicher Treibhauseffekt 18

1.2 Wasser 24

1.2.1 Grundwasser 24

1.2.2 Oberflächengewässer 28

1.2.3 Abwasser 33

1.2.4 Klärschlamm 36

1.3 Boden 37

1.3.1 Flächennutzung 37

1.3.2 Bodengefährdungen 39
1.3.2.1 Gefährdungen durch die landwirtschaftliche Nutzung 40
1.3.2.2 Weitere Gefährdungen 43

1.3.3 Bodenverluste 45

1.4 Wald 47

1.4.1 Bedeutung des Waldes in Österreich 47

1.4.2 Beeinträchtigung des Waldes durch Luftschadstoffe 48

1.4.3 Schädigungen durch Wild und Waldweide 53

1.4.4 Sonstige Beeinträchtigungen 54

1.4.5 Situation der Wälder mit Schutzwirkung 55

1.5 Natur und Landschaft 56

1.5.1 Nationalparks 56

1.5.2 Naturschutzrechtlich geschützte Gebiete 58

1.5.3 Internationaler Naturschutz 63

1.5.4 Gefährdete Tier– und Pflanzenarten in Österreich 64

1.5.5 Moorschutz in Österreich 67

1.5.6 Biotopkartierung 69

1.6 Schutz vor gefährlichen Chemikalien 71

1.6.1 Umweltchemikalien in Österreich 71

1.6.2 Schutz vor gefährlichen Neuen Stoffen durch die Anmelde–, Mitteilungs– und Kennzeichnungspflicht 71

1.6.3 Bestehende Verbote und Beschränkungen von gefährlichen Stoffen .. 73

1.6.4 Geplante Verbote und Beschränkungen von gefährlichen Stoffen ... 75

1.6.5 Verbesserter Schutz vor Pestiziden 75

1.7 Abfall 77

1.7.1 Nicht gefährliche Abfälle 77

1.7.2 Gefährliche Abfälle 82

1.7.3 Altablagerungen, Altstandorte und Altlasten 85

1.7.4 Rechtliche Aspekte 87

1.8 Lärm 88

1.8.1 Lärmsituation in Österreich 88

1.8.2 Maßnahmen zur Minderung von Verkehrslärm 93

1.9 Energie 94

1.9.1 Energiedienstleistungen und Energieverbrauch 94

1.9.2 Der Energiefluß in Österreich 94

1.9.3 Energieaufbringung und Energieverbrauch 97

1.9.4 Umweltbelastung durch Energieaufbringung 101
1.9.4.1 Fossile Brennstoffe 101
1.9.4.2 Biogene Brennstoffe 109

Literaturhinweise zu Kap. 1 111

2 UMWELTKONTROLLE BEI BETRIEBEN 113

2.1 Zellstoff–, Papier– und Holzindustrie 113

2.1.1 Belastung von Oberflächengewässern durch die österreichische Zellstoff– und Papierindustrie (Ktn – NÖ – OÖ – Sbg – Stmk) 113
2.1.1.1 Zellstoff– und Papiererzeugung in Österreich 114
2.1.1.2 Ergebnisse der Immissionsmessungen 117
2.1.1.3 Auf der Basis von Werksangaben berechnete Belastung österreichischer Fließgewässer (Bezugsjahr 1988) 121

2.1.2 Immissionsmessungen in St. Magdalen (Ktn) 130

2.1.3 SO_2–Messungen in Kematen / Ybbs (NÖ) 133

2.1.4 Umweltkontrolle bei einer Holzimprägnieranlage in Schrauding (Stmk) 134

2.1.5 Untersuchung der Luft– und Wasserqualität in der Umgebung eines holzverarbeitenden Betriebes in Echsenbach (NÖ) 135

2.2 Metallindustrie 137

2.2.1 Dioxin– und Schwermetallbelastung im Raum Brixlegg (Tirol) 137
2.2.1.1 Dioxinuntersuchungen 138
2.2.1.2 Schwermetalluntersuchungen 148

2.2.2 Die physiologische Leistungsfähigkeit von Schwarzerlen unter dem Einfluß fluorhaltiger Luftverunreinigungen (OÖ) 154

2.3 Chemische Industrie 155

2.3.1 Umweltkontrolle im Bereich der Treibacher Chemischen Werke (Ktn) . 155
2.3.1.1 Luft– und Depositionsuntersuchungen 156
2.3.1.2 Belastung landwirtschaftlich genutzter Böden und landwirtschaftlicher Produkte 157
2.3.1.3 Schwermetalle in Hausgärten 159
2.3.1.4 Schadstoffbelastung der Wälder 159
2.3.1.5 Dioxinuntersuchungen 161
2.3.1.6 Schwermetallbelastung der Gurksedimente 162
2.3.1.7 Weitere Untersuchungen 163

2.3.2 Abschätzung des Gefährdungspotentials der Deponie Roßwiese der Treibacher Chemischen Werke (Ktn) 164

2.3.3 Feststellung des Emissionsverhaltens eines kunststoffherstellenden Betriebes in Innsbruck (Tirol) 170

2.3.4 Chemische Untersuchungen der Abwässer eines viskoseerzeugenden Betriebes und deren Auswirkungen auf die Traisen als Vorfluter (NÖ) . 171

2.4 Baustoffindustrie und Steinbrüche 175

2.4.1 Fluoridmessungen in Mauthausen (OÖ) 175

2.4.2 Erhebung der Staubbelastung in Bad Deutsch Altenburg (NÖ) 176

2.4.3 Bestimmung von Schwermetallen in Staubniederschlägen in der Umgebung eines Zementwerkes in Gmunden (OÖ) 176

2.5 Verkehrsunternehmen 180

2.5.1 Untersuchungen auf Mineralölkontaminationen im Bereich von ÖBB–Gleisanlagen (Sbg) 180

2.5.2 ÖBB–Seebachbrücke in St. Magdalen (Ktn) – Kontrolle von Lärmschutzeinrichtungen 181

2.6 Sonstige Betriebe 183

2.6.1 Belastung von Oberflächen– und Grundwasser durch einen Textilveredlungsbetrieb, Fallstudie Groß–Siegharts (NÖ) 183

2.6.2 Feststellung der Fluor– und Schwermetallemissionen einer Emailfabrik (Wien) 190

3 Umweltkontrolle im regionalen und lokalen Bereich 193

3.1 Luft 193

3.1.1 Ozonverteilung im Osten Österreichs (Bgld – NÖ) 193

3.1.2 Sondermeßplatz Exelberg (NÖ) – Oxidantienmessungen im Großraum Wien 195

3.1.3 Ozonvertikalprofil im Inntal und begleitende Akustikradar-messungen (Tirol) 196

3.1.4 Ozonmessungen an der Hintergrundmeßstelle Sonnblick (Sbg) 196

3.1.5 Meteorologisches Vertikalprofil im Grazer Becken (Stmk) 198

3.1.6 Vergleichende Immissions– und Transmissionsmessungen in Graz (Stmk) 199

3.1.7 Smog–Vorerkundung (Ktn – OÖ – Stmk – Tirol) 200

3.1.8 HCB–Messungen in der Steiermark 201

3.1.9 Grenzüberschreitender Schadstofftransport im Raum Preßburg – Kittsee (Bgld) 201

3.1.10 Transmissionsmessungen entlang der ungarischen Grenze (Bgld) .. 203

3.1.11 Immissionsmessungen am Reiter am Berg bei Fohnsdorf (Stmk) ... 205

3.1.12 Untersuchungen zur Immissionsbelastung historischer Bauten (Wien) 205

3.1.13	Staubpartikelanalyse mit dem Rasterelektronenmikroskop unter besonderer Berücksichtigung von Asbestfasern (NÖ – Wien)	209
3.2	Wasser	211
3.2.1	Grundwasser	211
3.2.1.1	Grundwasseruntersuchung im Unteren Kamptal (NÖ)	211
3.2.1.2	Untersuchungen des Grundwassers im Bereich der KG Nonndorf (NÖ)	214
3.2.1.3	Untersuchungen des Grundwassers im Nahbereich von Beregnungsteichen (NÖ)	216
3.2.1.4	Grundwasseruntersuchung im Bereich einer Tankstelle in Fels am Wagram (NÖ)	218
3.2.1.5	Auswertung von Nitrat–Teststreifen	221
3.2.2	Oberflächengewässer	222
3.2.2.1	Überprüfung der kommunalen Kläranlagen Melk und Spielberg (NÖ)	222
3.2.2.2	Untersuchung von Wasser– und Sedimentproben einiger Fließgewässer im südlichen Wiener Becken (NÖ)	226
3.2.2.3	Chemische Untersuchung der Salzach zwischen Krimml und Überackern (Sbg)	227
3.2.2.4	Analytische Untersuchung einzelner Wasserproben (Bgld – NÖ – Tirol)	228
3.2.2.5	Untersuchung der österreichischen Gletscherschigebiete auf Schadstoffeinträge (Ktn – OÖ/Stmk – Sbg – Tirol)	231
3.2.2.6	Analyse von Schneeproben des Wurtenkees (Ktn) auf speziellen Schadstoffeintrag	236
3.3	Boden	238
3.3.1	Untersuchung von Grünlandböden im Raum Linz (OÖ) auf Schwermetalle und organische Schadstoffe	238
3.3.2	Einfluß von Kfz–Emissionen auf Vegetation, Boden und Bodenleben im Bereich der Scheitelstrecke der Tauernautobahn (Sbg) ..	245
3.3.3	Untersuchungen auf Pestizidrückstände in Boden– und Grundwasserproben des Marchfeldes (NÖ)	247
3.4	Wald	249
3.4.1	Zeitliche Veränderungen des Waldzustandes von 1984 bis 1989 auf vier Dauerbeobachtungsflächen in Vorarlberg	249

3.4.2 Zuwachs– und Nadelmasseuntersuchungen auf vier Dauerbeobachtungsflächen in Vorarlberg 251

3.4.3 Marchauen (NÖ) – Erhebung der Zusammensetzung und des Zustandes der Wälder als Grundlage für Schutzmaßnahmen 253

3.4.4 Einfluß von Immissionen auf die Wachsstrukturen von Fichtennadeln (Ktn – Sbg – Tirol) 254

3.5 Natur und Landschaft 259

3.5.1 Erhebung landschaftsökologischer Vorrangflächen im niederösterreichischen Zentralraum 259

3.5.2 Starkregenereignisse und Erosionsschäden im niederösterreichischen Zentralraum 260

3.5.3 Teilnaturschutz– und Landschaftsschutzgebiet Neusiedler See (Bgld) – Kartographische Darstellung naturnaher Flächen 262

3.5.4 Gefährdung geologischer Formationen im Stadtbild von Waidhofen an der Ybbs (NÖ) 263

3.5.5 Revitalisierung des Romaubaches bei Eggern (NÖ) 265

3.5.6 Landschaftsökologische Strukturanalyse und Maßnahmenprogramm für die Gemeinde Schärding (OÖ) 266

3.5.7 Biotoperhebung Großmittel (NÖ) 267

3.6 Altlasten, Deponien und Gefährliche Abfälle 269

3.6.1 Großflächige Erfassung und Bewertung von Verdachtsflächen am Beispiel "Grazer Feld" (Stmk) 269

3.6.2 Untersuchung von ausgewählten Verdachtsflächen im mittleren Burgenland 272

3.6.3 Photogrammetrische Auswertungen von Luftbildern zu zwei Deponien in der Mitterndorfer Senke (NÖ) 273

3.6.4 Einsatz geophysikalischer und geochemischer Methoden zur Erkundung der Verdachtsfläche bei Aderklaa / Marchfeld (NÖ) 275

3.6.5 Kampfstoffgranaten–Deponie am Truppenübungsplatz Großmittel / Mitterndorfer Senke (NÖ) 277

3.6.6 Deponie Leopoldsdorf (NÖ) 279

3.6.7 Grundwasseruntersuchung im Abstrombereich der Deponie Kotzendorf (NÖ) 282

3.6.8 Messungen des Deponiegases der Deponie Halbenrain (Stmk) 283

3.6.9 Untersuchungen der Deponie Rautenweg (Wien) 284

3.6.10 Untersuchung von Lack– und Lösemittelabfällen im Bereich des Nordwestbahnhofes und des Freudenauer Hafens (Wien) 285

3.7 Radioökologie 287

3.7.1 Radionuklide im Waldökosystem (NÖ – OÖ) 287

3.7.2 Radionuklide im Agrarökosystem (NÖ) 290

4 Bundesweite Umweltkontrolle und konzeptive Arbeiten 295

4.1 Erstellung von Umweltkatastern und bundesweite Erhebungen 295

4.1.1 Flächenhafte Darstellung der Emissionen in Österreich – Emissionskataster 295

4.1.2 Österreichischer Altlastenatlas 298

4.1.3 Erstellung eines österreichweiten digitalen Schutzgebietskatasters .. 299

4.1.4 Verkehrslärmkataster (Straße, Schiene, Luft) 301

4.1.5 Dokumentation karsthydrologischer Untersuchungen in Österreich .. 305

4.1.6 Alternativenergien in Österreich 307

4.2 Immissionsmessungen und Konzepte zur Luftreinhaltung 309

4.2.1 Ozon–Informations– und Warnsystem 309

4.2.2 Konzept für Immissionsmessungen in Österreich 310

4.2.3 Täglicher Luftgütebericht 311

4.2.4 Erhebung österreichischer Daten zur Staubimmission 319

4.3 Strahlung 320

4.3.1 Radioaktivitätskontrolle in Österreich 320

4.3.2 Messung des Tritiumgehaltes im Niederschlag 325

4.4 Kontrolle von Chemikalien 329

4.4.1 Führung einer Register– und Informationsstelle 329

4.4.2 Durchführung des Anmelde– und Meldeverfahrens 330

4.4.3 Durchführung des Nachmeldeverfahrens 334

4.4.4 Altstoffkataster 336

4.5 Kontrolle und Behandlung gefährlicher Abfälle 338

4.5.1 Einrichtung eines Abfalldatenverbundes 338

4.5.2 Fortschreibung des "Rahmenkonzeptes für die Beseitigung von Sonderabfällen" 344

4.6 Natur und Landschaft 350

4.6.1 Zustandskontrolle der Naturschutzgebiete Österreichs 350

4.6.2 Naturwaldreservate in Österreich 351

4.6.3 Überprüfung einer Öko–Checkliste für die Verbesserung von Schiabfahrten im Hinblick auf ihre Umwelteinflüsse 352

4.6.4 Pestizide in der Forstwirtschaft 353

4.7 Schadstoffe in Konsumgütern 354

4.7.1 Untersuchungen von Motorölen auf deren Gehalt an polychlorierten Biphenylen (PCB) 354

4.7.2 Untersuchung von Waschmitteln und Haushaltsreinigungsmitteln auf nichttensidische Waschmittelinhaltsstoffe 355

4.7.3 Analyse von Sanitärreinigern auf p–Dichlorbenzol 356

4.7.4 Untersuchung von Bremsbelägen und Füll– bzw. Ziehspachtelmassen auf Vorliegen von Asbestfasern 357

4.7.5 Überprüfung des Blei– und Benzolgehalts von Superbenzin 357

4.7.6 Untersuchungen von Treibgasen bei Kosmetikartikeln (Spraydosen) . 358

4.8 Lärm 360

4.8.1 Überprüfung von Berechnungsverfahren zur Bestimmung des Eisenbahnlärms bei scheibengebremsten Reisezugwagen 360

5 Internationale Zusammenarbeit in der Umweltkontrolle 363

5.1 Luftqualität und Klimaschutz 363

5.1.1 Internationale Vereinbarungen im Rahmen der UN Economic Commission for Europe (ECE) 363

5.1.2 Messungen im Rahmen des ECE–EMEP–Programmes zum weiträumigen Transport von Luftverunreinigungen 364

5.1.3 Messungen im Rahmen des OECD–Oxidantienprogrammes zur Erfassung der großräumigen Ozonbelastung 366

5.2 Arbeitsgruppen der UN–ECE 370

5.2.1 Task Force on By–Product Utilization and Waste Management from Fuel Treatment and Combustion 370

5.2.2 Working Group on Effects 373

5.3 Natur und Landschaft 375

5.3.1 Internationaler Feuchtgebietsschutz: Kontrolle der im Ramsar–Abkommen ausgewiesenen österreichischen Gebiete 375

5.3.2 Alpenkonvention 378

5.3.3 Förderungsprogramme zum Schutz der Kulturlandschaft in Europa .. 380

1 *Zur Lage der Umwelt in Österreich*

1.1 Luft

Mit dem weiträumigen Auftreten "neuartiger Waldschäden" zu Beginn der 80er–Jahre, deren Entstehung mit der Schwächung und Schädigung der Bäume durch Luftschadstoffe in Verbindung gebracht werden muß, gelangte die Überzeugung ins öffentliche Bewußtsein, daß eine Grenze der Belastbarkeit erreicht war: Ein weiterer unkontrollierter Ausstoß von Luftschadstoffen wurde zu diesem Zeitpunkt erstmals als ernste Gefahr für die Erhaltung der natürlichen Umwelt und damit der menschlichen Lebensqualität und Gesundheit erkannt.

Seit Beginn der achtziger Jahre stehen daher fünf Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen im Mittelpunkt der Luftreinhaltepolitik: Schwefeldioxid (SO_2), Stickstoff–oxide (NO_x), Flüchtige Organische Verbindungen (VOC), Kohlenmonoxid (CO) und Staub. Sie werden oft als "klassische Luftschadstoffe" bezeichnet.

Tab. 1: Bilanz der Emissionen von Luftschadstoffen 1980 – 1988 (Angaben in 1000 t)

	SO_2	NO_x	VOC	CO	Staub
1980	389	232	365	1.268	75
1983	282	227	379	1.180	68
1985	190	230	393	1.205	55
1987	145	225	406	1.205	42
1988	121	213	409	1.161	39

Quelle: Berechnungen des Umweltbundesamtes unter Einbeziehung div. Fachliteratur

Die Emissionsentwicklung der einzelnen Schadstoffe in den letzten zehn Jahren (Tab. 1) muß differenziert betrachtet werden. Einerseits wurden sehr große und im internationalen Vergleich einzigartige Erfolge bei der Emissionsreduktion erzielt: So konnten die Emissionen von Schwefeldioxid, die Ende der 70er–Jahre noch im Mittelpunkt der Diskussion um die Luftverschmutzung in Österreich standen, von 1980 bis 1990 durch verschiedene technische Maßnahmen um rund 75 % reduziert werden (s. 1.1.1). Auch die Staubemissionen konnten in diesem Zeitraum immerhin um 50 % verringert werden (1.1.2).

Bei anderen Luftschadstoffen – wie Stickstoffoxiden (1.1.3), flüchtigen organischen Verbindungen (1.1.4), Kohlenmonoxid (1.1.5) – verlief die Bilanz der letzten Jahre weniger günstig: Dies liegt einerseits daran, daß diese Schadstoffe erst zu einem späteren Zeitpunkt in ihrer umweltschädlichen Wirkung erkannt wurden und daher auch dementsprechend später emissionsmindernde Maßnahmen gesetzt wurden, andererseits daran, daß die Wirkung der Reduktionsmaßnahmen durch die steigenden Konsum– und Mobilitätsansprüche der Österreicher zum Teil wieder aufgehoben werden.

Dementsprechend unterschiedlich verlief auch die Entwicklung der Emissionen in den 80er–Jahren bei den verschiedenen Verursachergruppen (Kraft– und Heizwerke, Industrie, Kleinfeuerungsanlagen und Kfz–Verkehr). Abb. 1 u. Tab. 2 zeigen einen Vergleich der in den Jahren 1980 und 1988 emittierten Schadstoffmengen getrennt nach Verursachergruppen.

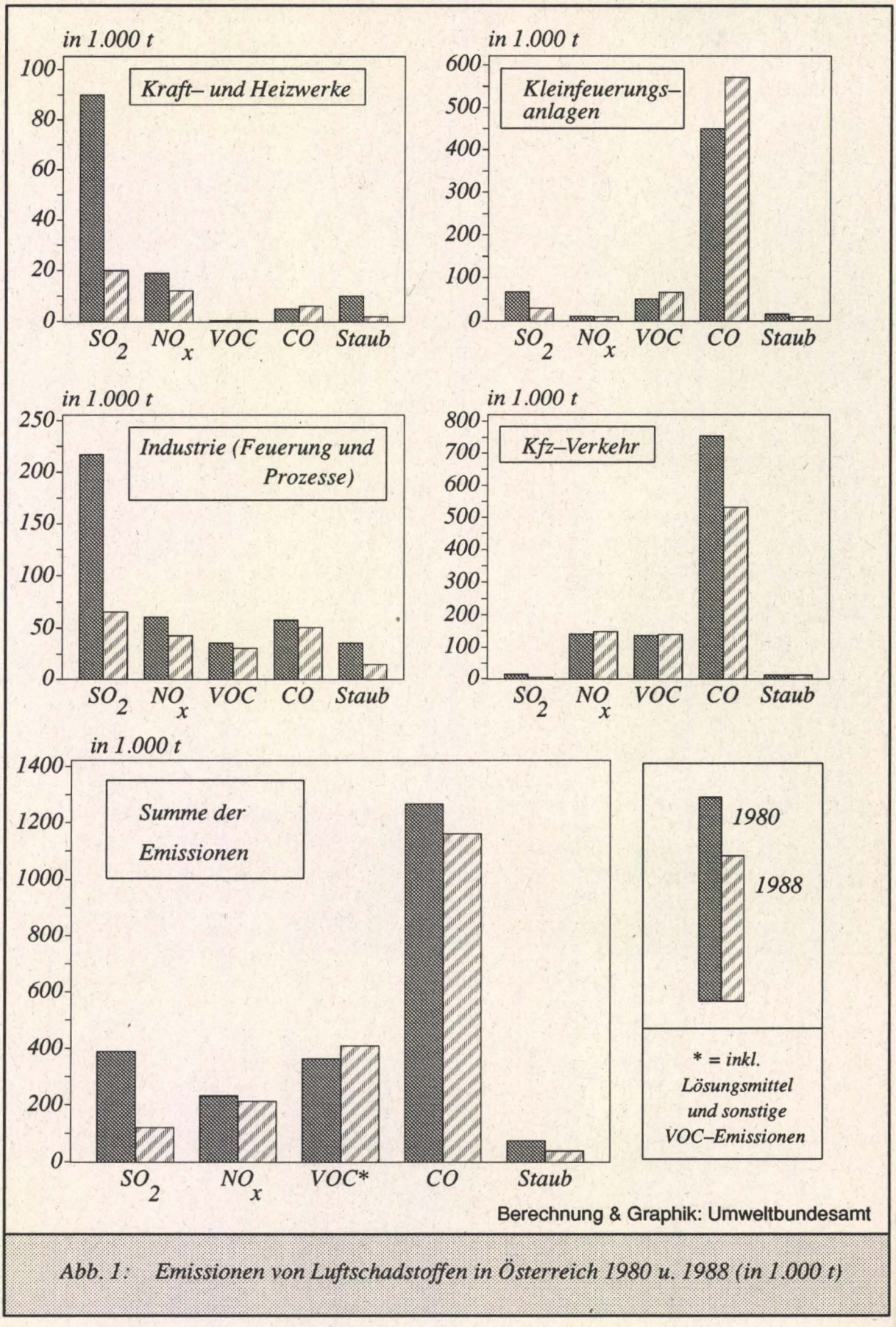


Abb. 1: Emissionen von Luftschadstoffen in Österreich 1980 u. 1988 (in 1.000 t)

Tab. 2: Emissionen von Luftschadstoffen 1980 und 1988 (in 1000 t)

1988 1980	SO_2	NO_x	VOC	CO	Staub
Kraft– und Heizwerke	**20** 90	**12** 19	**< 1** < 1	**6** 5	**2** 10
Industrie (Feuerung u. Prozesse)	**66** 217	**43** 61	**31** 36	**51** 58	**15** 36
Klein–verbraucher	**30** 67	**10** 11	**66** 51	**572** 451	**10** 17
Kfz–Verkehr	**5** 15	**148** 141	**140** 136	**532** 754	**12** 12
Lösungs–mittel			**130** 100		
Sonstiges			**41** 41		
Summe '88 Summe '80	**121** 389	**213** 232	**409** 365	**1.161** 1.268	**39** 75

Quelle: Berechnungen des Umweltbundesamtes unter Einbeziehung div. Fachliteratur

Zusätzlich zu den angeführten primären Schadstoffen wurde in den letzten Jahren bei Immissionsmessungen und in der Diskussion von Reduktionsmöglichkeiten verstärktes Augenmerk auf sekundär in der Atmosphäre gebildete Luftschadstoffe, und hier v.a. auf das bodennahe Ozon gelegt (1.1.6).

Schließlich wurden aufgrund des durch den Menschen hervorgerufenen zusätzlichen Treibhauseffekts, der v.a. auf den massiven Einsatz fossiler Brennstoffe zurückzuführen ist, auch die Emissionen von Kohlendioxid als ein zentrales Problem der Luftreinhaltepolitik erkannt (1.1.7).

Die im Verlauf der letzten Jahre vieldiskutierten polychlorierten Dioxine und Furane sind hingegen primär nicht als Luftschadstoffe, sondern infolge ihrer Anreicherung in Böden und des möglichen Eintritts über Vegetation und Vieh in die Nahrungskette des Menschen von Bedeutung (s. z.B. die Untersuchungen des Umweltbundesamtes im Bereich von Betrieben der Metallindustrie, 2.2).

1.1.1 Schwefeldioxid

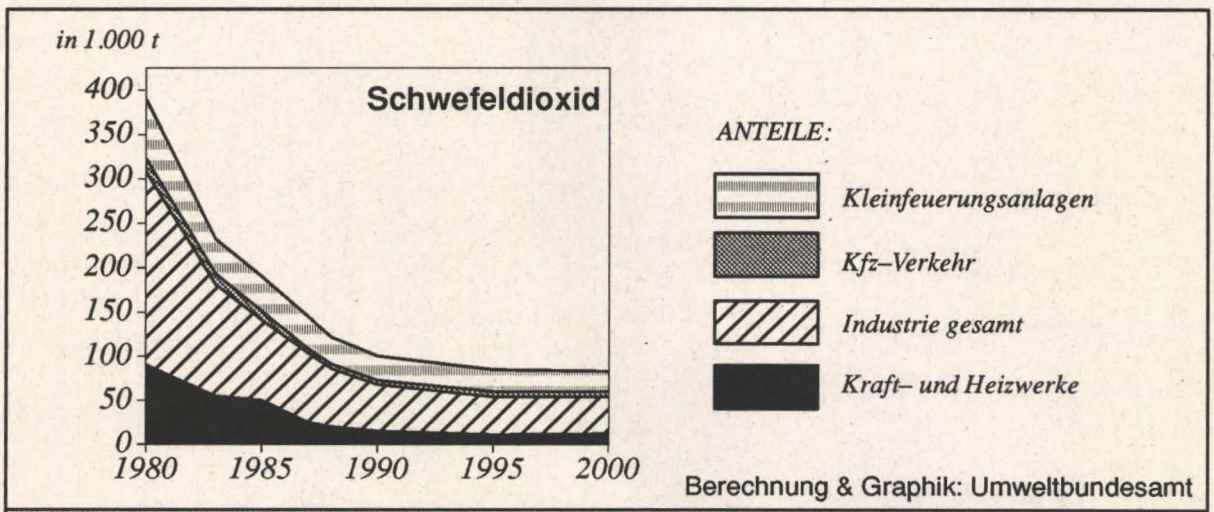


Abb. 2: Bilanz und Abschätzung der Emissionen von Schwefeldioxid (SO_2) aus Verbrennungsvorgängen (Berechnung bis 1988) und Prozessen in Österreich für die Jahre 1980 bis 2000 (in 1.000 t)

Die in Österreich zur Reduktion der SO_2–Emissionen gesetzten Maßnahmen führten, bezogen auf den SO_2–Ausstoß von 389.000 t im Jahr 1980, bis 1988 zu einer Verminderung um 69 %, und werden bei den Zahlen für 1990 voraussichtlich eine Reduktion um 75 % auf rd. 100.000 t SO_2 erreichen (s. Abb. 2). Entscheidenden Anteil an diesem Erfolg hatten Maßnahmen wie die schrittweise Reduktion des Schwefelgehaltes in Heizölen und Kraftstoffen, aber auch die Vorschreibung von strengen Emissionsgrenzwerten bei kalorischen Kraftwerken und großen Industrieanlagen.

Das SO_2–Protokoll zum "Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung" – eine Reduktion (bezogen auf 1980) um 30 % bis 1993 – wurde damit von Österreich erfüllt und das angestrebte Ziel weit unterschritten. Durch die Auswirkungen der weiteren Reduktion des Schwefelgehaltes im "Heizöl schwer" und durch Strukturveränderungen im Energieeinsatz sollte es gelingen, die Emissionen von Schwefeldioxid bis zum Jahr 2000 auf rund 80.000 Tonnen jährlich zu reduzieren.

Die höchsten Immissionsbelastungen durch SO_2 treten im Winterhalbjahr auf, in dem im Vergleich zum Sommer etwa zwei– bis vierfach höhere Schwefeldioxidkonzentrationen gemessen werden. Die Immissionsschwerpunkte liegen in der Nähe von Industriebetrieben (hier können Konzentrationen von mehr als 0,20 mg SO_2 / m^3 als Halbstundenmittelwert auftreten) und in zweiter Linie in Ballungsgebieten.

Die Schwefeldioxidimmissionen erreichten in Österreich ihr Maximum am Anfang der siebziger Jahre. Seit damals gehen die Werte in den besiedelten Gebieten zurück. Ein markantes Sinken der SO_2–Konzentrationen ist in Ballungsräumen seit 1981 feststellbar (s. Abb. 3).

Obwohl Österreich in der Vergangenheit den nationalen Anteil an der sauren Deposition entscheidend reduzieren konnte, ist die Sulfatbelastung im Niederschlag annähernd gleich geblieben (s. Abb. 4). Sie ist vor allem auf den weiträumigen grenzüberschreitenden Schadstofftransport zurückzuführen.

Der Anteil der Schwefeldeposition in Österreich aufgrund von Emissionen aus anderen europäischen Staaten ist in Abb. 5 dargestellt. Die Ergebnisse wurden aus den Daten und dem Transportmodell des EMEP–Programms ermittelt. Bemerkenswert ist, daß der Antransport und die Deposition von Schwefel aus der BRD, der ehemaligen DDR, der CSFR und Italien jeweils jene Schwefeldeposition von 16.000 Tonnen Schwefel pro Jahr übersteigt, die durch SO_2–Emissionen in Österreich selbst entsteht. Maßnahmen im eigenen Land werden daher nur mehr beschränkt helfen, die Schwefeldeposition in Österreich zu senken.

Um eine weitere Reduktion der sauren Deposition in Österreich zu erreichen, ist man bemüht, die SO_2–Emissionen der Nachbarstaaten zu verringern. Daher steht Österreich zusätzlich zu den laufenden internationalen Aktivitäten im Rahmen von internationalen Organisationen auf bilateraler sowie multilateraler Ebene auf dem Gebiet der Luftreinhaltung in engem Kontakt mit anderen Staaten. Es besteht in Österreich insbesondere die Absicht, den osteuropäischen Staaten sowohl technische als auch finanzielle Hilfe zukommen zu lassen, um deren Emissionen und damit die saure Deposition in Österreich zu verringern.

Derzeit werden in Österreich ca. 180 Immissionsmeßstellen für Schwefeldioxid (s. Abb. 6) und ca. 80 Meßstellen zur Erfassung des Sauren Niederschlags betrieben.

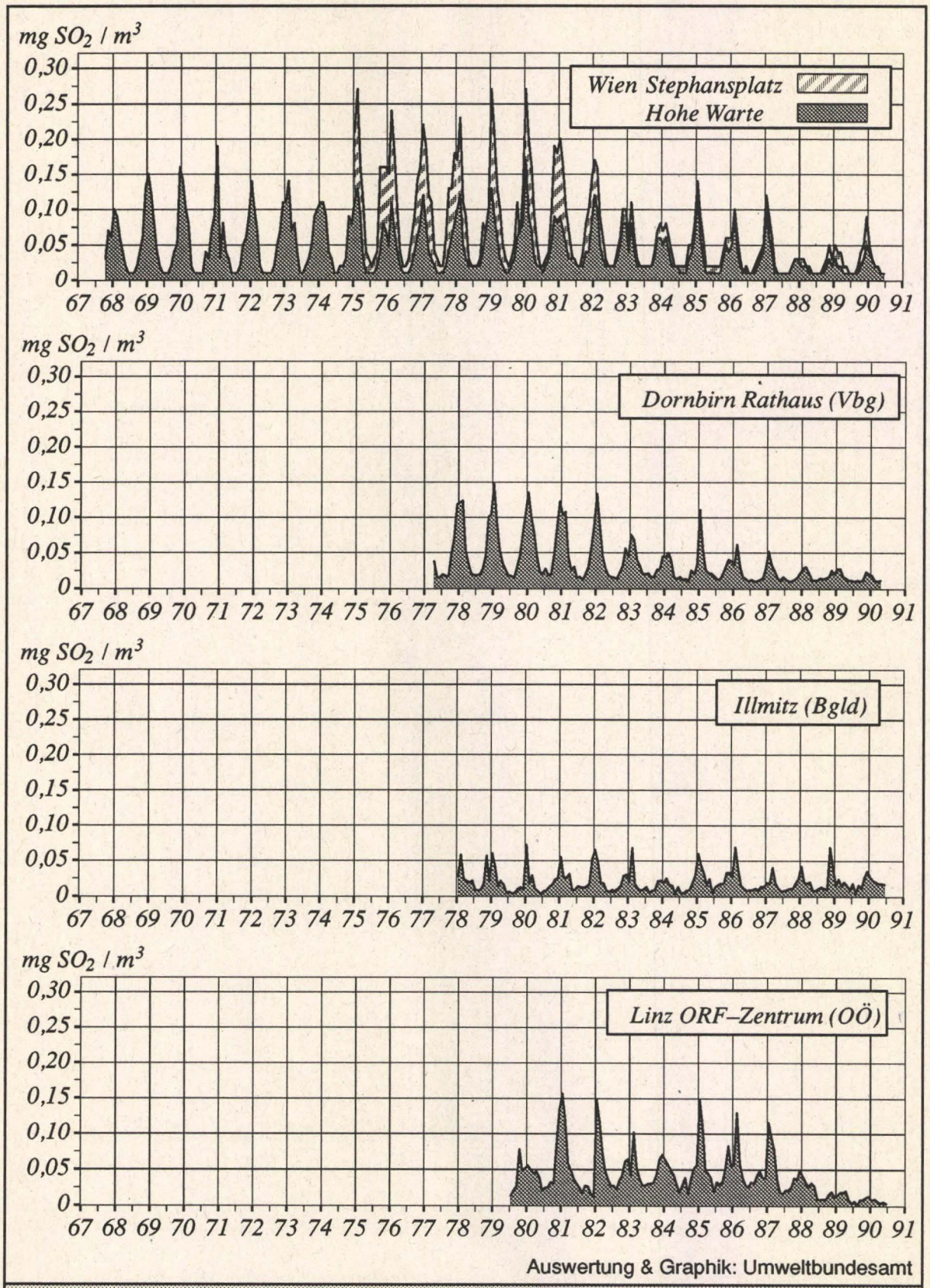


Abb. 3: Monatsmittelwerte der SO_2–Konzentration an österreichischen Meßstellen

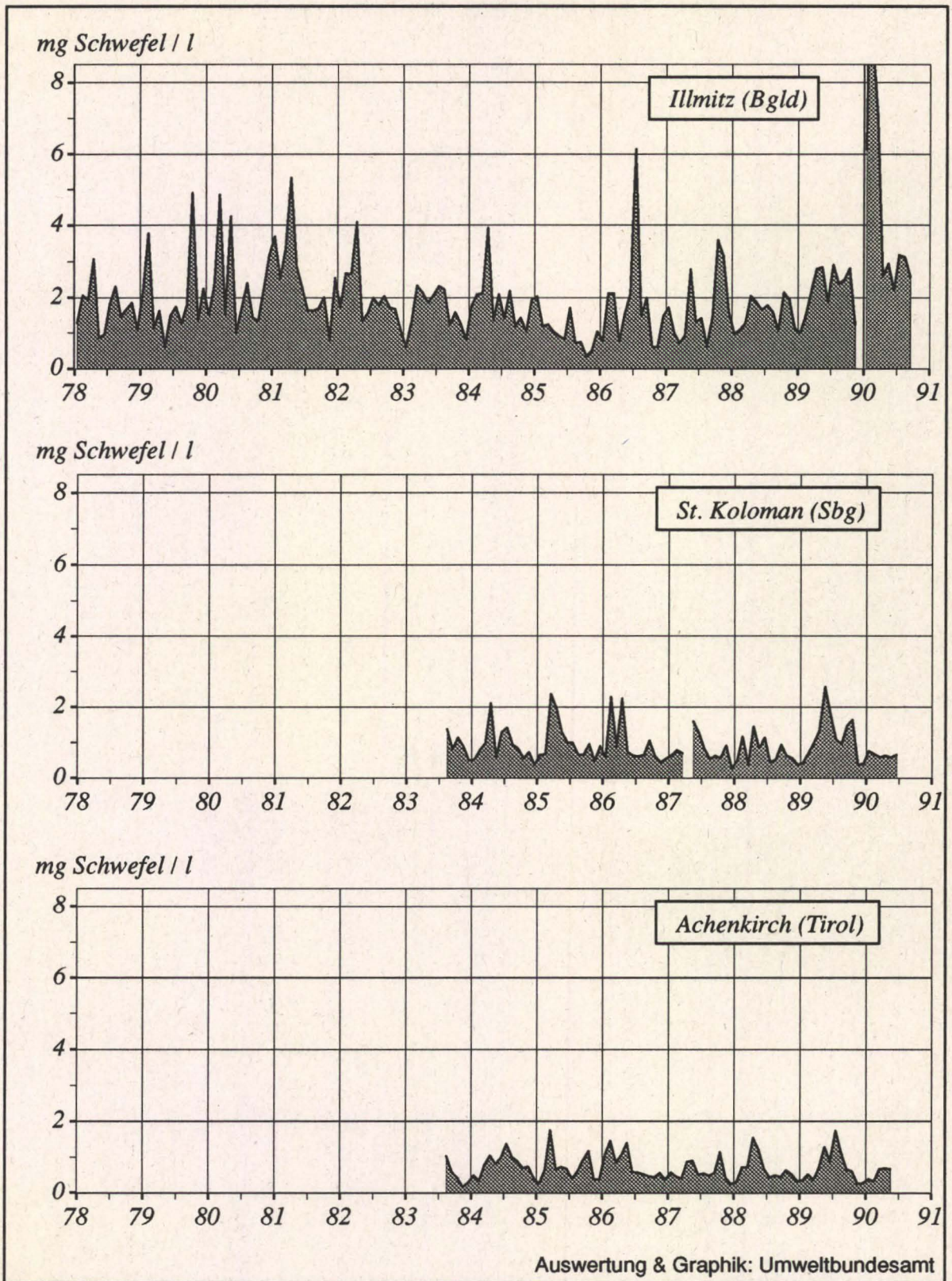


Abb. 4: Gewichtete Monatsmittelwerte der Sulfatkonzentration im nassen Niederschlag in mg Schwefel pro Liter an Meßstellen des Umweltbundesamtes

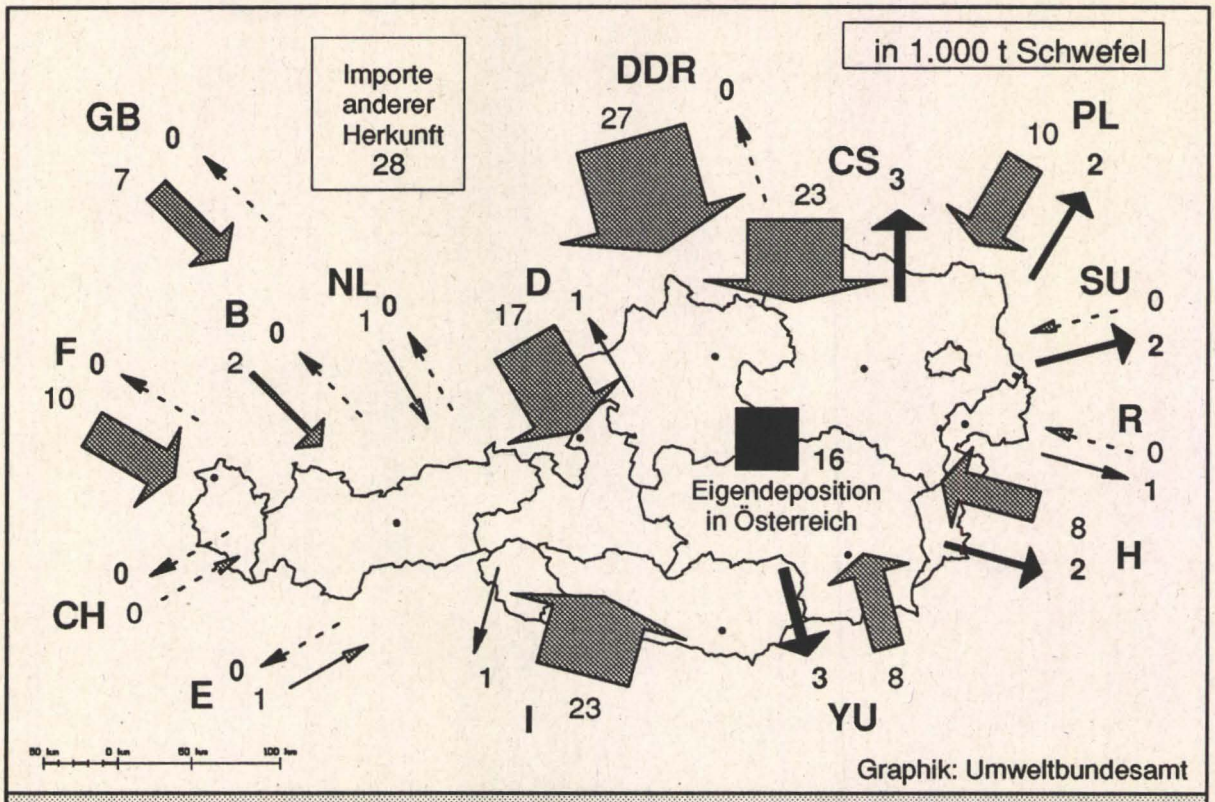


Abb. 5: Import-/Exportbilanz von Schwefelverbindungen für Österreich (Gesamtdeposition 1988 in 1.000 Tonnen Schwefel)

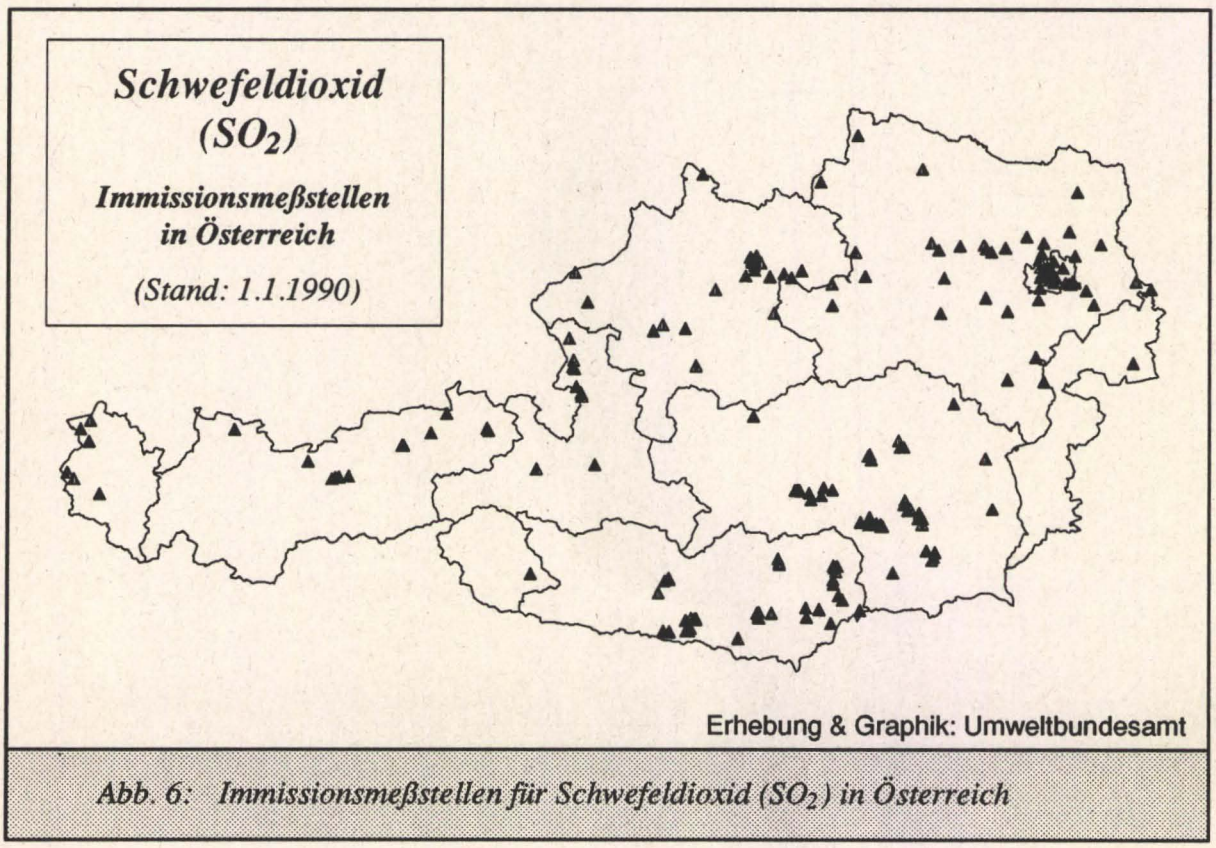


Abb. 6: Immissionsmeßstellen für Schwefeldioxid (SO_2) in Österreich

1.1.2 Staub

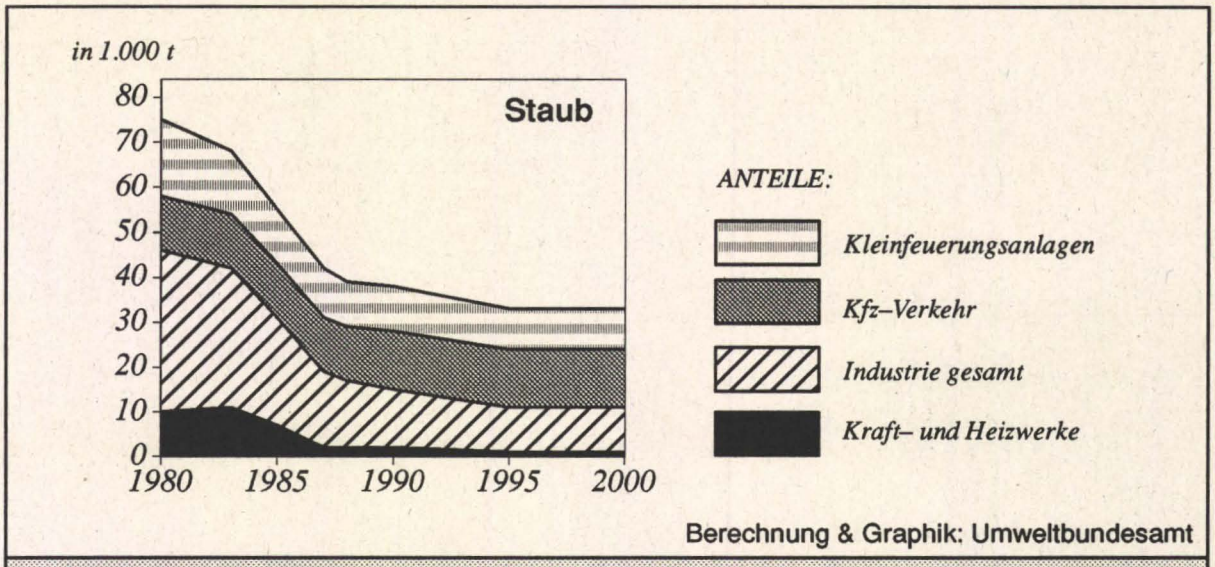


Abb. 7: Bilanz und Abschätzung der Emissionen von Staub aus Verbrennungsvorgängen (Berechnung bis 1988) und Prozessen in Österreich für die Jahre 1980 bis 2000 (in 1.000 t)

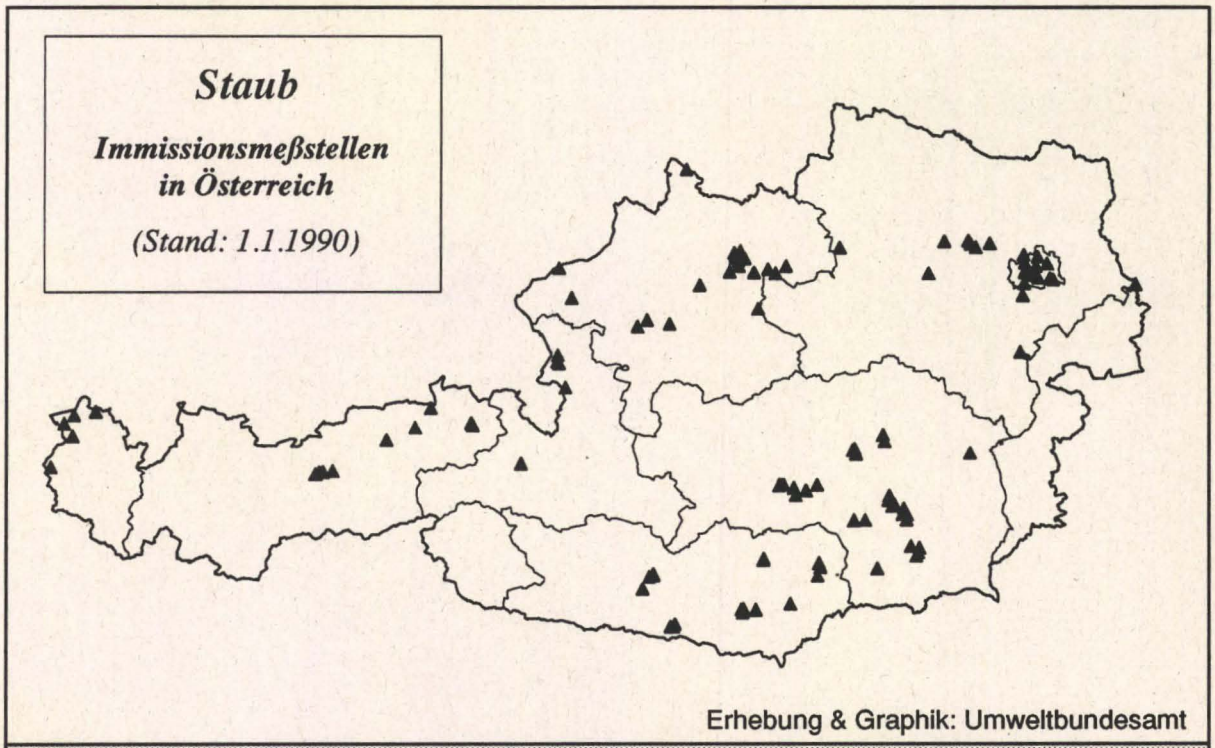


Abb. 8: Immissionsmeßstellen für (Schweb–)Staub in Österreich

Die Staubemissionen konnten zwischen 1980 und 1988 um fast 50 % reduziert werden (s. Abb. 7). Dies ist hauptsächlich auf strenge, von den Behörden vorgeschriebene Emissionsgrenzwerte bei Industrieanlagen und kalorischen Kraftwerken zurückzuführen.

Die weitere Entwicklung der Staubemissionen, die derzeit rund 40.000 Tonnen pro Jahr betragen, ist schwer abzuschätzen; eine ähnlich drastische Reduktion wie in den letzten zehn Jahren wird voraussichtlich nicht mehr erfolgen. Eine Reduktion der toxischen Rußpartikel–Emissionen aus Dieselfahrzeugen und aus Kleinfeuerungsanlagen sollte jedoch ein vordringliches Ziel sein.

Entsprechend den sinkenden Staubemissionen zeigen auch die Immissionen von Staub in Österreich eine Abnahme. Trotzdem kommt es im Nahbereich von Industrieanlagen und Bergbaubetrieben bei ungünstigen Wetterlagen fallweise zu Überschreitungen des Grenzwertes von 0,20 mg / m^3 (als Tagesmittelwert). Der Verkehr (Straßenabrieb) und die Landwirtschaft stellen nicht unbedeutende diffuse Staubquellen dar, die sich ebenso auf die Immissionssituation auswirken wie die Emissionen aus definierten Quellen.

Die Staubkonzentrationen werden in Österreich an ca. 100 Meßstellen erfaßt (s. Abb. 8).

1.1.3 Stickstoffoxide

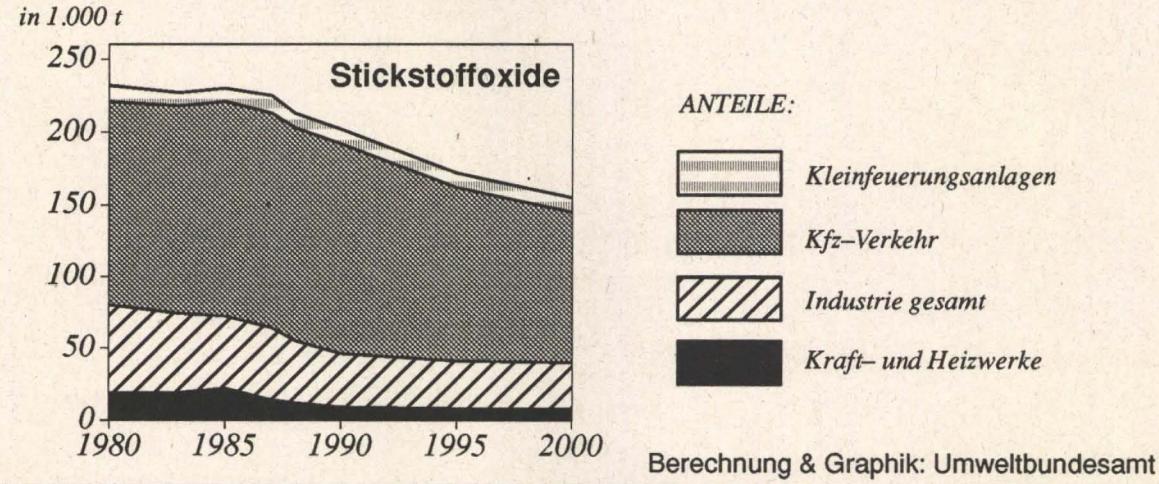


Abb. 9: Bilanz und Abschätzung der Emissionen von Stickstoffoxiden (NO_x) aus Verbrennungsvorgängen (Berechnung bis 1988) und Prozessen in Österreich für die Jahre 1980 bis 2000 (in 1.000 t)

Österreich erklärte 1988 in der Deklaration von Sofia die Bereitschaft, seine NO_x–Emissionen spätestens bis 1998 um 30 % zu reduzieren, bezogen auf die NO_x–Emissionen eines Jahres zwischen 1980 und 1985.

Bezogen auf den Ausstoß von 232.000 t NO_x im Jahr 1980 erzielte Österreich 1988 eine 8 %ige NO_x–Reduktion und könnte bis 1995 eine ca. 25 %ige und bis ca. 2000 eine Reduktion zwischen 27 % und 36 % erreichen (s. Abb. 9).

Somit verläuft die Entwicklung der NO_x–Emissionen nicht so günstig wie die der SO_2–Emissionen, was vor allem auf den hohen Anteil verkehrsbedingter Emissionen zurückzuführen ist.

Die abgeschätzte Verringerung der NO_x–Emissionen in den nächsten 10 Jahren ist einerseits auf die Wirkung des seit 1987/88 vorgeschriebenen geregelten Dreiweg–Katalysators bei neu zugelassenen Pkws und andererseits auf das 1988 in Kraft getretene Luftreinhaltegesetz für Dampfkesselanlagen zurückzuführen. Da derzeit jedoch ein steigender Trend beim Kfz–Verkehr zu beobachten ist, weiters durch die Öffnung der ehemaligen Ostblockländer mit einem zusätzlichen Verkehrsaufkommen (und einem hohen Anteil technisch veralteter Fahrzeuge) zu rechnen ist, ist es möglich, daß die abgeschätzte Reduktion nicht erreicht wird. Es müssen daher weitere NO_x–Minderungsmaßnahmen gesetzt werden, um die angekündigte 30 %ige Reduktion schon bis 1998 erfüllen zu können.

Immissionsseitig können Überschreitungen des Grenzwertes von 0,20 mg NO_2 / m^3 als Halbstundenmittelwert in allen dichter besiedelten Gebieten Österreichs fallweise vorkommen. Die Belastung zeigt im Vergleich zu SO_2 eine geringere jahreszeitliche Abhängigkeit.

Der Trend bei der Stickstoffdioxidbelastung ist in den letzten Jahren in etwa gleichbleibend (s. Abb. 10), da bis jetzt der Einführung der Katalysatorpflicht in Österreich eine stetige Verkehrszunahme entgegensteht. Überdies zeigt eine statistische Erhebung, daß Mitte 1990 in Österreich erst 23 % aller Benzin–Pkws mit Katalysatoren ausgerüstet waren. Die Nitratbelastung im Niederschlag zeigt ebenfalls keinen deutlichen Trend (Abb. 11).

Der Import bzw. Export von Stickstoff (Summe von oxidierten und reduzierten Stickstoffverbindungen) ist in Abb. 12 dargestellt. Bei der Deposition von Stickstoffverbindungen ist der nationale Anteil der größte Beitrag (35.200 t Stickstoff pro Jahr), gefolgt vom Beitrag aus der BRD. Um die Stickstoffdeposition zu verringern, sind – anders als bei Schwefel – vor allem emissionsmindernde Maßnahmen im eigenen Land erforderlich. Dies gilt auch für den Bereich der Landwirtschaft (v.a. Tierhaltung u. z.T. Düngung), da der Anteil von Ammoniak (NH_3) an der Gesamtdeposition von Stickstoff in Europa auf mehr als 30 % geschätzt wird.

In Österreich werden derzeit ca. 140 NO_x–Meßstellen betrieben (s. Abb. 13).

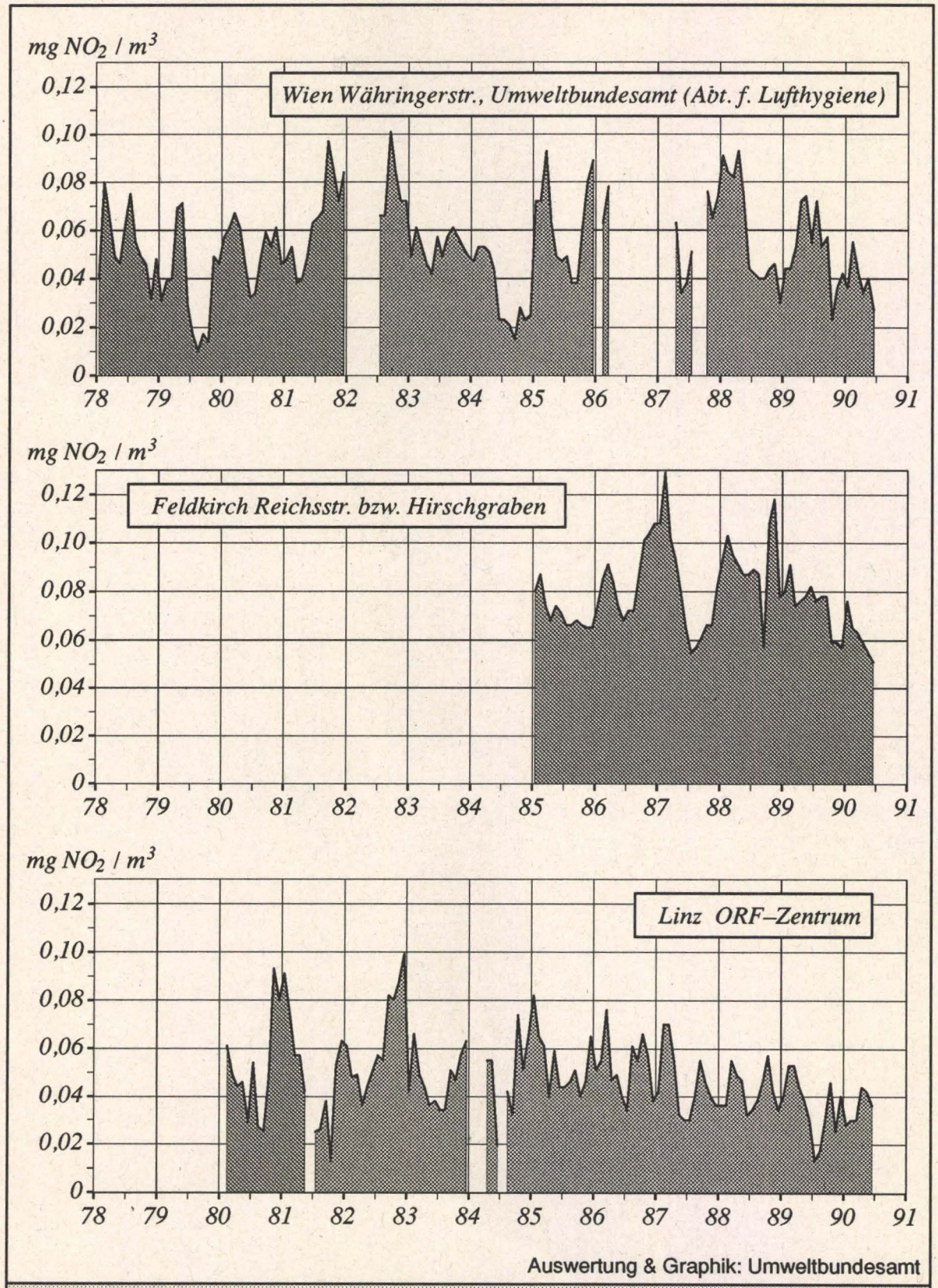


Abb. 10: Monatsmittelwerte der NO_2–Konzentration an österreichischen Meßstellen

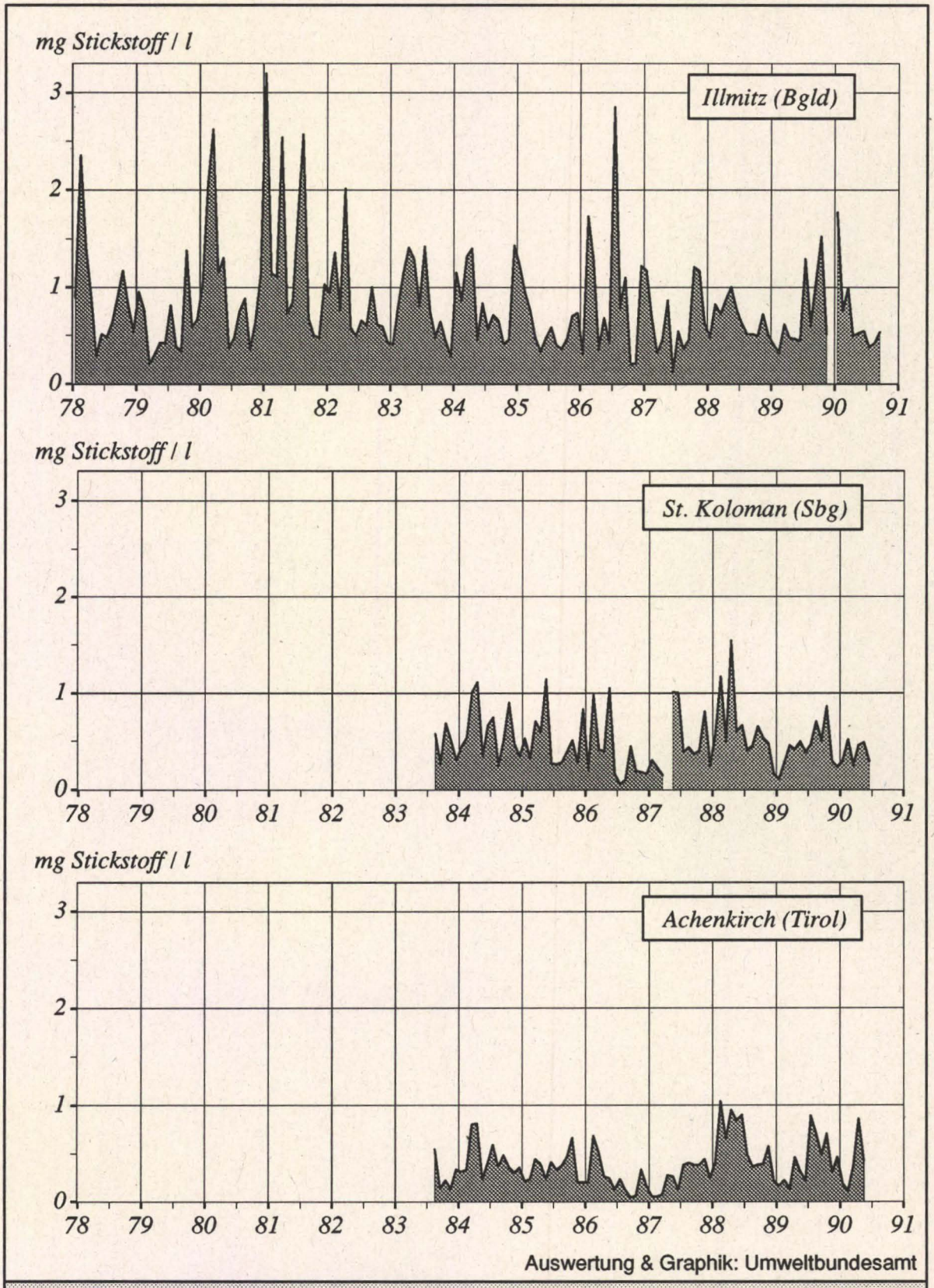


Abb.11: Gewichtete Monatsmittelwerte der Nitratkonzentration im nassen Niederschlag in mg Stickstoff pro Liter an Meßstellen des Umweltbundesamtes

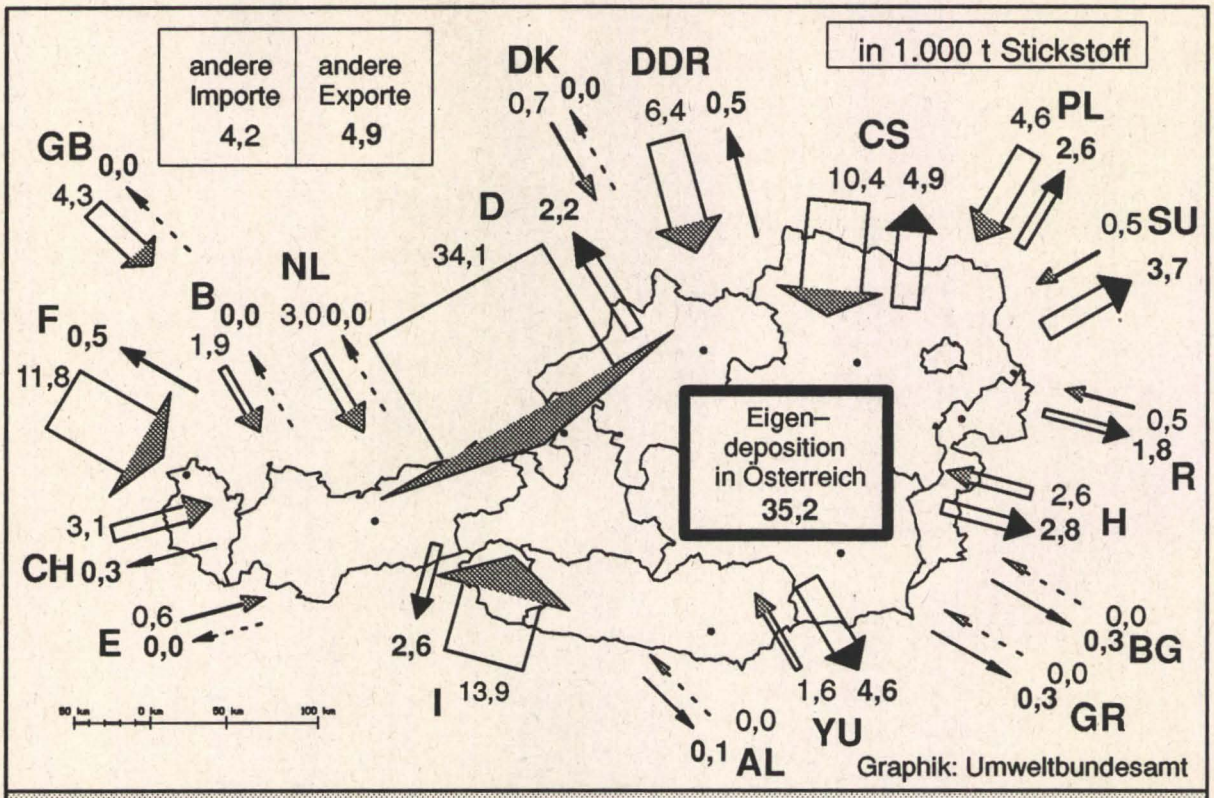


Abb. 12: Import–/Exportbilanz von Stickstoffverbindungen für Österreich (Gesamtdeposition 1988 in 1.000 Tonnen Stickstoff)

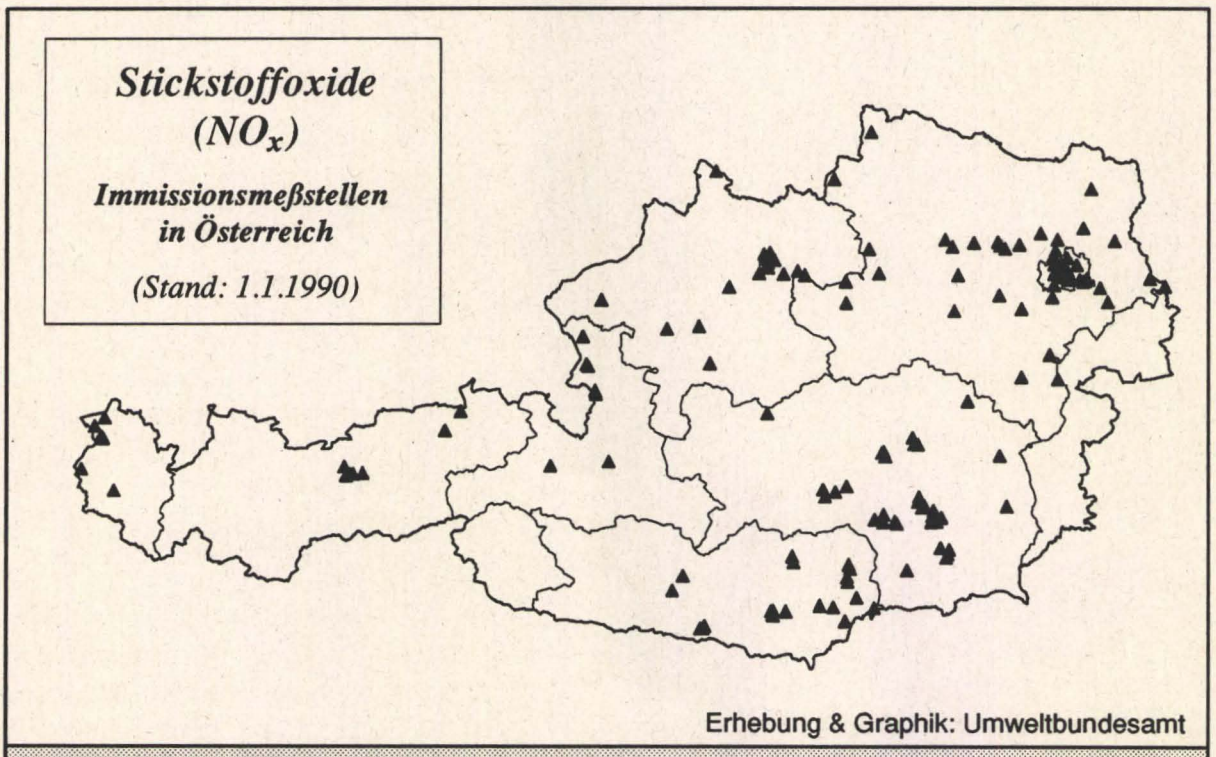
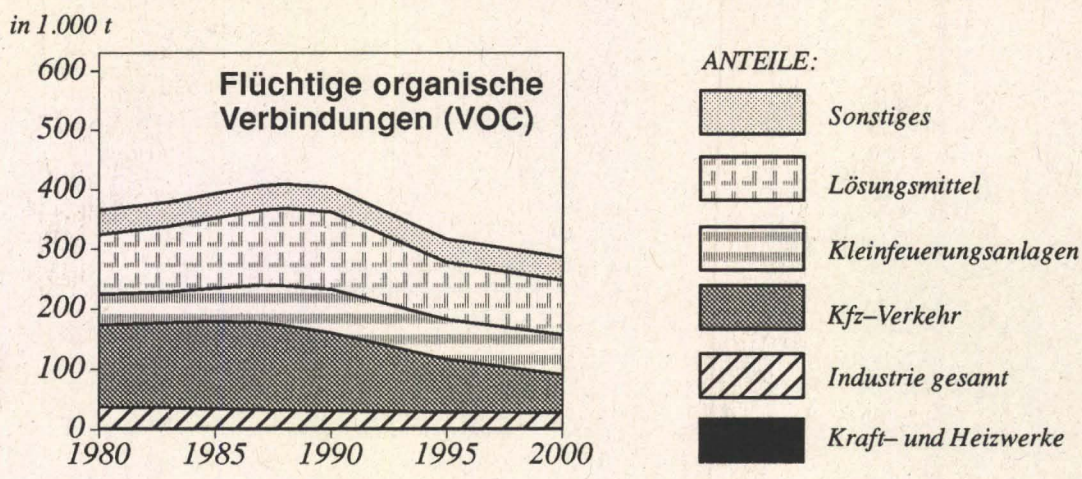


Abb. 13: Immissionsmeßstellen für Stickstoffoxide (NO_x) in Österreich

1.1.4 Flüchtige organische Verbindungen



In der Bilanz der VOC–Emissionen wurde Methan nicht berücksichtigt. Die VOC–Emissionen aus der Mineralölkette, inklusive der Kfz–Betankung bei Tankstellen, wurden dem Sektor "Industrie" zugeordnet, während der Sektor Kfz–Verkehr sowohl verbrennungsbedingte Emissionen als auch solche durch Verdampfung beinhaltet. Unter den Sektor "Sonstiges" fallen Emissionen aus Kläranlagen, aus Mülldeponien, durch Strohverbrennung am offenen Feld, von Motorsägen und Rasenmäher.

Berechnung (unter Einbeziehung div. Fachliteratur) & Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 14: Bilanz und Abschätzung der Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen (VOC) aus Verbrennungsvorgängen (Berechnung bis 1988), Prozessen und diffusen Quellen in Österreich für die Jahre 1980 bis 2000 (in 1.000 t)

1988 wurden in Österreich 409.000 Tonnen Kohlenwasserstoffe bzw. flüchtige organische Verbindungen (volatile organic compounds = VOC) emittiert. Das bedeutet gegenüber dem Jahr 1980 (365.000 Tonnen) eine Steigerung von rund 12 %, was vor allem auf die vermehrte Verwendung von Lösungsmitteln in Industrie und Haushalt, aber auch auf das steigende Verkehrsaufkommen zurückzuführen ist.

Eine Abschätzung der weiteren Entwicklung der VOC–Emission ergibt, daß die bis jetzt gesetzten Reduktionsmaßnahmen voraussichtlich bis zum Jahr 2000 – abhängig v.a. von der Entwicklung von KfZ–Verkehr und Energieverbrauch – zu einer Reduktion zwischen 27 % und 33 % (bezogen auf 1987) führen werden (s. Abb. 14). Im geplanten VOC–Protokoll der ECE ist derzeit grundsätzlich eine 30 %ige Reduktion bis (voraussichtlich) 1999 vorgesehen.

Diese Abschätzung der Emissionsentwicklung bei flüchtigen organischen Verbindungen ist jedoch ähnlich wie bei der NO_x–Emissionsabschätzung mit erheblicher Unsicherheit behaftet, da die zukünftige Entwicklung von Kfz–Verkehr und Energieverbrauch derzeit nur schwer abzuschätzen ist.

Über die Immissionssituation bei Kohlenwasserstoffen ist – mit Ausnahme von Methan – nur wenig bekannt, denn es gibt derzeit noch keine flächendeckenden Konzentrationsmessungen. Die VOC–Belastung tritt aber sicher viel großflächiger auf als etwa die SO_2–Bela-

stung, da der Verkehr und die diffusen Quellen die Hauptemittenten von Kohlenwasserstoffen sind. Die Österreichische Akademie der Wissenschaften plant die Erarbeitung von Luftqualitätskriterien für VOCs.

1.1.5 Kohlenmonoxid

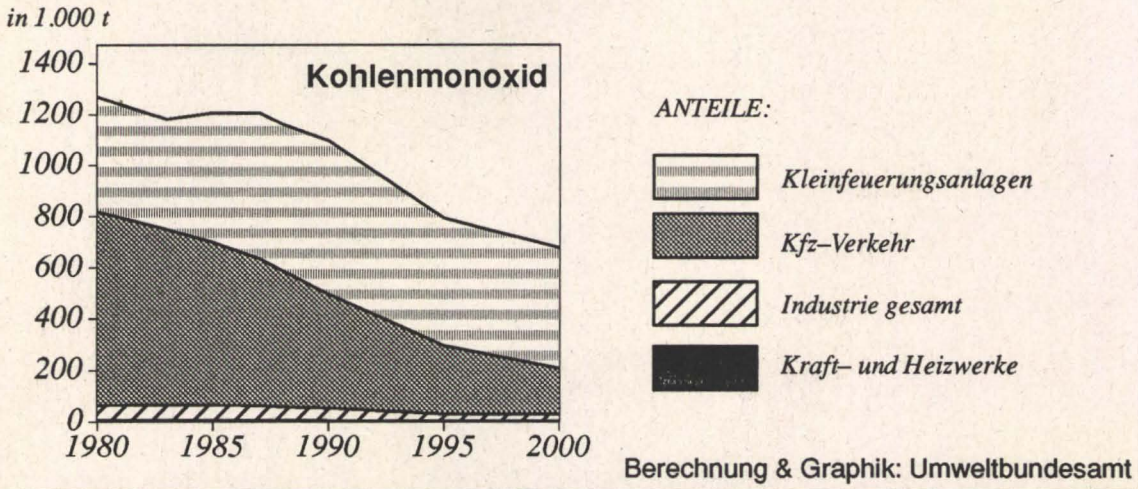


Abb. 15: Bilanz und Abschätzung der Emissionen von Kohlenmonoxid (CO) aus Verbrennungsvorgängen (Berechnung bis 1988) und Prozessen in Österreich für die Jahre 1980 bis 2000 (in 1.000 t)

Die Bilanz der Kohlenmonoxidemissionen in Österreich zeigt nach zwei Höchstwerten im Jahr 1980 und 1987 seit 1988 deutlich sinkende Tendenz. Kam es 1987, bedingt vor allem durch den strengen Winter und die verstärkte Heiztätigkeit, noch zu einem Kohlenmonoxidausstoß von fast 1,3 Millionen Tonnen, so betrugen die Emissionen 1989 nur noch 1,1 Millionen Tonnen und könnten bis zum Jahr 2000 sogar auf 700.000 Tonnen reduziert werden (s. Abb. 15).

Diese Absenkung ist hauptsächlich auf Maßnahmen im Verkehrssektor zurückzuführen. Sollte es auch beim Hausbrand, und da speziell bei den Holzfeuerungsanlagen, die mit rund 80 % den größten CO–Emissionsanteil auf diesem Sektor haben, zu einer Reduktion kommen, könnte der CO–Emissionsausstoß im Jahr 2000 sogar noch weit unter 700.000 Tonnen liegen.

Die CO–Immissionskonzentration wird vor allem an verkehrsnahen Meßstellen (Entfernung max. 10 m vom Fahrbahnrand) bzw. in Ballungsgebieten erhoben.

An verkehrsnahen Meßstellen kann es in Österreich zu Überschreitungen des Einstundenmittelwertes von 40 mg CO / m^3 kommen. An verkehrsfernen Meßstellen ist die CO–Konzentration infolge der raschen Umwandlung von CO in andere Verbindungen gering.

Langfristig ist mit einem sinkenden Trend der Kohlenmonoxid–Belastung in Österreich zu rechnen.

Insgesamt gibt es derzeit etwa 40 Meßstellen für Kohlenmonoxid in Österreich (s. Abb. 16).

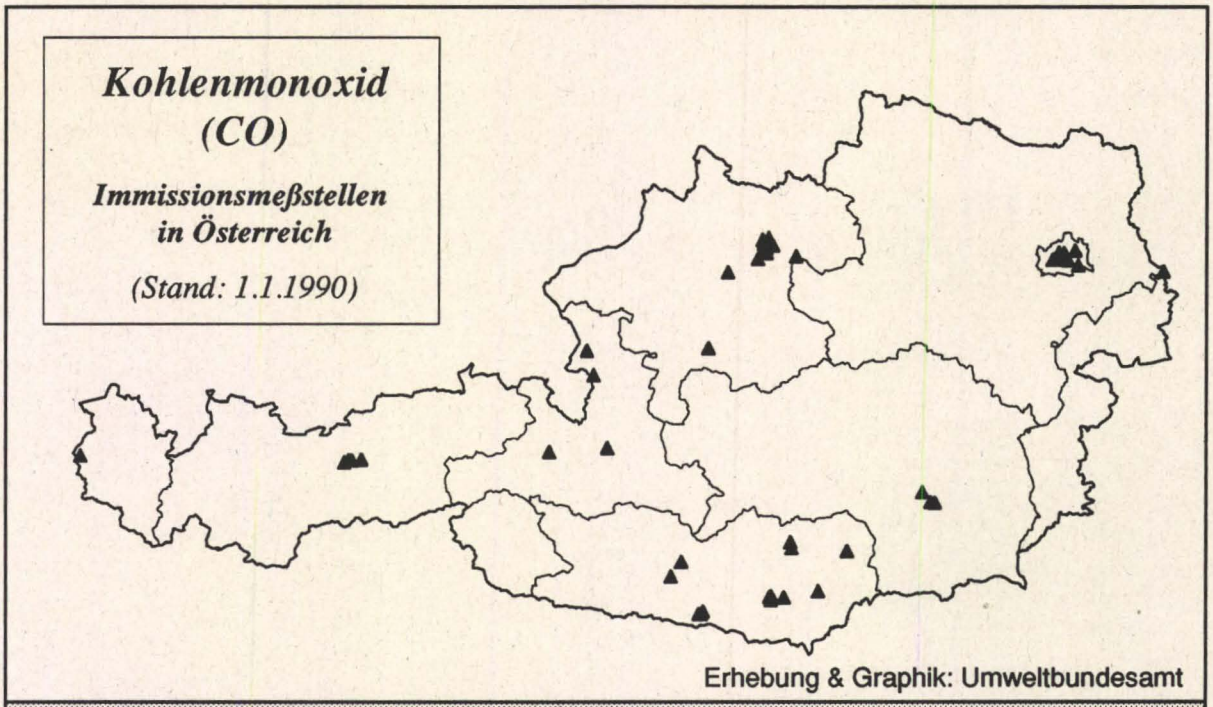


Abb. 16: Immissionsmeßstellen für Kohlenmonoxid (CO) in Österreich

1.1.6 Ozon

Hinsichtlich der Ozonbelastung weist Österreich hohe Werte im Vergleich zu anderen europäischen Staaten auf. Konzentrationen über 0,400 mg O_3 / m^3 als Halbstundenmittelwert traten in der Vergangenheit vor allem im Umkreis von Wien in den Sommermonaten fallweise auf.

Die von der Akademie der Wissenschaften vorgeschlagenen Immissionsgrenzwerte für den langfristigen Schutz der Vegetation wurden im Jahr 1990 mit Ausnahme des Halbstundenmittelwertes von 0,300 mg O_3 / m^3 an allen Meßstellen in Österreich, die das ganze Jahr in Betrieb waren, zeitweise überschritten. Die Immissionsgrenzwerte für den langfristigen Schutz der menschlichen Gesundheit wurden im Jahr 1990 ebenfalls an allen Meßstellen zeitweise überschritten.

Die Vorwarnstufe von 0,200 mg O_3 / m^3 zum Schutz vor akuten Gesundheitsgefahren wäre unter den festgelegten Randbedingungen im Jahr 1990 an vier Tagen überschritten worden. Die Warnstufen I und II wären im Jahr 1990 unter diesen Bedingungen nicht überschritten worden.

Ozon wird unter Sonneneinstrahlung v.a. aus den primären Schadstoffen NO_x und VOC gebildet. In der warmen Jahreszeit, in der es auf Grund der erhöhten Sonneneinstrahlung verstärkt zur Ozonbildung kommt, werden diese Schadstoffe überwiegend durch den Kfz–Verkehr verursacht.

Über ein Jahr betrachtet, werden rd. 70 % der NO_x–Emission durch den Kfz–Verkehr und rd. 20 % durch Industrieanlagen verursacht. Bei den VOC–Emissionen werden über 40 % durch die Verwendung von Lösungsmitteln, über 30 % durch den Kfz–Verkehr und

rd. 15 % durch Verbrennungsprozesse verursacht.

In Österreich werden verstärkt Anstrengungen unternommen werden müssen, um die Umweltbeeinträchtigungen durch den Kfz–Verkehr zu reduzieren. Eine Verkehrskonzeption, die auf eine weitgehende Emissionsreduktion abzielt, muß sowohl im nationalen und regionalen Bereich als auch international Anwendung finden.

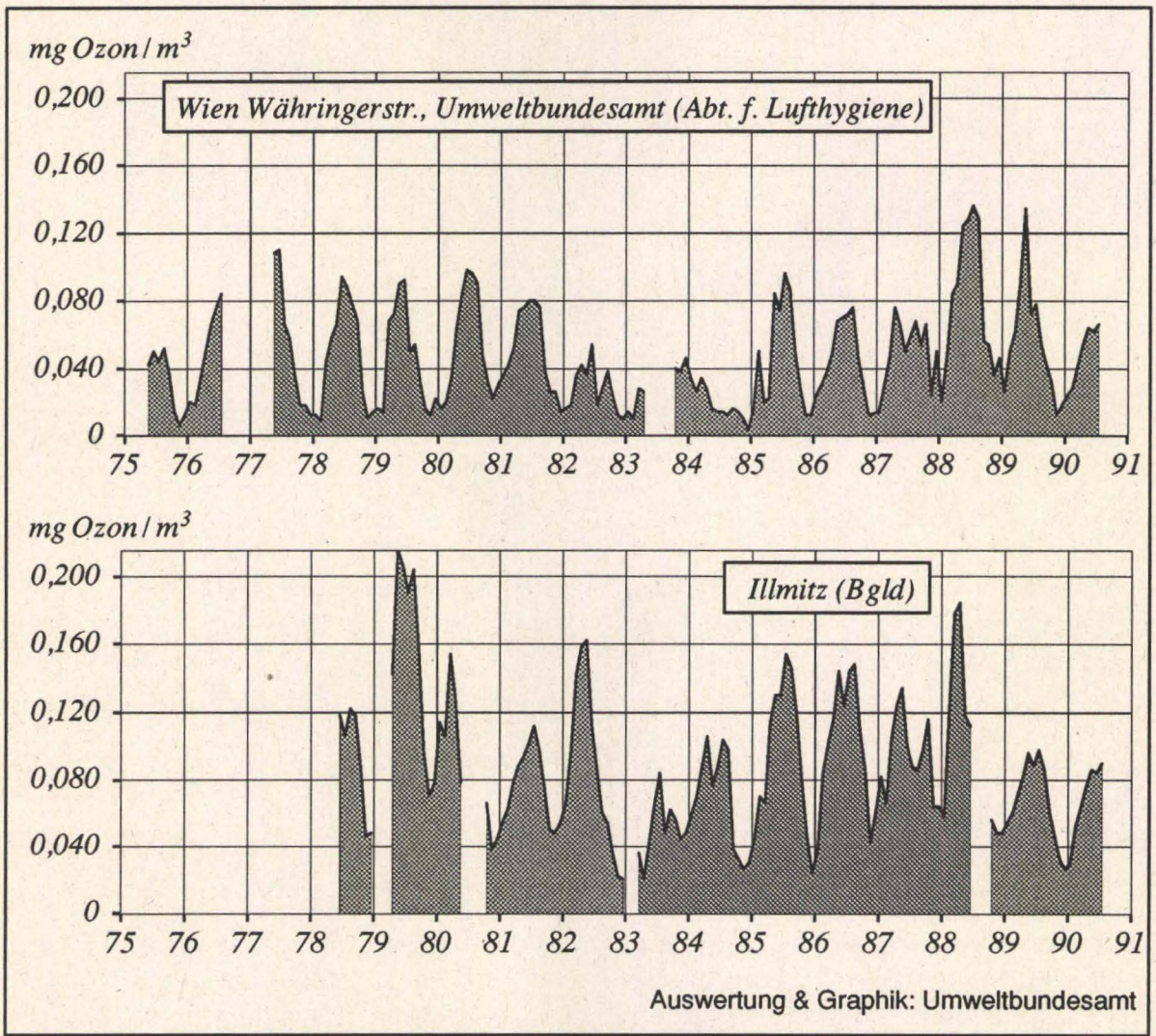


Abb. 17: Monatsmittelwerte der Ozon–Konzentration an Meßstellen des Umweltbundesamtes

Österreich ist schon lange von hohen Ozonkonzentrationen betroffen; da jedoch die Ozonbelastung in den bodennahen Schichten nicht nur von der Menge der emittierten Vorläufersubstanzen, sondern in hohem Maß auch von den von Jahr zu Jahr stark schwankenden meteorologischen Bedingungen abhängt, ist ein genereller Trend nur schwer feststellbar (s. Abb. 17).

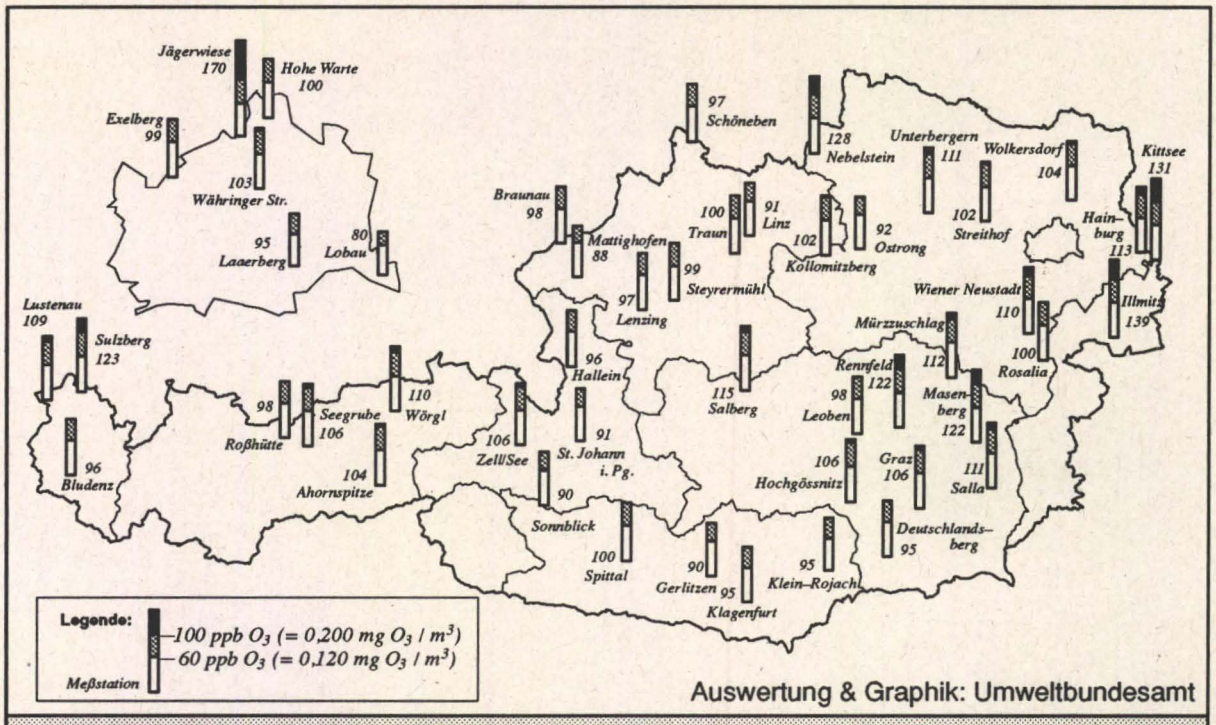


Abb. 18: Maximale Halbstundenmittelwerte für Ozon im Jahr 1990 an ausgewählten Meßstellen in Österreich. Werte in ppb (1 ppb O_3 = 0,002 mg O_3 / m^3)

Abb. 18 zeigt die maximalen Halbstundenmittelwerte an ausgewählten Ozonmeßstellen im Jahr 1990.

Sollen die Ozonkonzentrationen in Österreich unter den vorgeschlagenen Grenzwerten zum langfristigen Schutz von Gesundheit und Vegetation bleiben, muß sowohl im nationalen Bereich als auch im umliegenden Ausland eine Reduktion der Vorläufersubstanzen NO_x und VOC um 70 – 80 % erfolgen.

1.1.7 Kohlendioxid und zusätzlicher Treibhauseffekt

Der durch die menschlichen Aktivitäten, – v.a. die umfassende Nutzung fossiler Brennstoffe, aber auch die Landwirtschaft (Düngung, Rinderzucht, Reisanbau) – hervorgerufene zusätzliche Treibhauseffekt wird in nächster Zukunft Auswirkungen auf das Weltklima haben.

Aus dem Bericht des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) geht hervor, daß sich die Erdmitteltemperatur im nächsten Jahrhundert um 0,3 °C pro Jahrzehnt erhöhen wird, wenn keine Maßnahmen zur Reduktion der Treibhausgase Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4), Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW) und Distickstoffoxid (N_2O) getroffen werden. Bei Verwirklichung von Reduktionsmaßnahmen werden Zunahmen von 0,1°C bis 0,2 °C pro Jahrzehnt vorausgesagt. Sicher ist, daß die bevorstehende Erwärmung wesentlich rascher erfolgt als ähnliche Ereignisse in erdgeschichtlicher Zeit.

Das wichtigste Treibhausgas ist Kohlendioxid, da CO_2–Emissionen zu mehr als 50 % zum anthropogen bedingten zusätzlichen Treibhauseffekt beitragen.

Tab. 3: CO_2–Emissionen aus dem Energiebereich im Jahr 1986

	CO_2–Emissionen in Mio. t	globaler Anteil in %	spezifische Emissionen in t CO_2 je Einw.
Luxemburg	9	0,1	24,6
DDR	352	1,8	21,2
USA	4.766	23,8	19,7
Kanada	436	2,2	17,0
CSFR	244	1,2	15,7
Australien	245	1,2	15,2
Niederlande	203	1,0	13,9
Bulgarien	122	0,6	13,6
UdSSR	3.737	18,6	13,2
Dänemark	67	0,3	13,0
Polen	478	2,4	12,7
Großbritannien	676	3,4	11,9
BRD	715	3,6	11,7
Belgien	112	0,6	11,3
Finnland	53	0,3	10,8
Rumänien	212	1,1	9,2
Ungarn	83	0,4	7,8
Japan	914	4,6	7,5
Saudi–Arabien	101	0,5	7,4
Österreich	55	0,3	7,2
Frankreich & Monaco	384	1,9	6,9
Schweden	55	0,3	6,5
Italien & San Marino	365	1,8	6,4
Schweiz & Liechtenstein	42	0,2	6,4
Jugoslawien	128	0,6	5,5
Spanien	189	0,9	4,9
Mexiko	266	1,3	3,3
Argentinien	99	0,5	3,2
China	2.030	10,1	1,9
Brasilien	175	0,9	1,3
Indien	539	2,7	0,7
.....	...	...	...
Welt gesamt	20.055	100,0	4,1

Quelle: 3. Bericht der Enquete–Kommission des Deutschen Bundestages

Im internationalen Vergleich liegt Österreich mit seinen Pro–Kopf–Emissionen von CO_2 im Mittelfeld der Industriestaaten, aber weit über dem Weltdurchschnitt von 4,1 Tonnen CO_2 pro Kopf (s. Tab. 3).

Nach Luxemburg führt die ehemalige DDR diese Pro–Kopf–Rangliste an, dicht gefolgt von den USA. Die größten CO_2–Gesamtmengen emittieren die USA, die UdSSR und China. Aus diesen Zahlen wird ersichtlich, warum gerade jene Staaten als "Bremser" bei der Diskussion internationaler Maßnahmen gegen den Treibhauseffekt auftreten, die aufgrund ihrer großen CO_2–Emissionen von Reduktionsmaßnahmen stark betroffen wären: USA, UdSSR, China, Indien, Saudi–Arabien, Mexiko, Argentinien und Brasilien emittieren zusammen rd. 58 % des weltweiten CO_2–Ausstoßes. Sollten diese Staaten geplante weltweite Reduktionen nicht mittragen, wäre der Kampf gegen die Klimaveränderung zum Scheitern verurteilt.

Derzeit existieren für Österreich zwei verschiedene Energieverbrauchsprognosen, jene des Wirtschaftsforschungsinstituts (Tab. 4) und jene des Instituts für Energiewirtschaft der TU Wien (Tab. 5). Beide Institute prognostizieren einen Verbrauchszuwachs an Energie, wobei die WIFO–Energieprognose von 1987 bis zum Jahr 2000 einen Anstieg um 3,3 %, das Institut für Energiewirtschaft jedoch von 1985 bis zum Jahr 2005 einen Anstieg um 40,8 % erwartet. Der jeweilige CO_2–Ausstoß steigt etwas langsamer an, da zunehmend Erdgas eingesetzt wird, das die relativ geringste CO_2–Emission innerhalb der fossilen Brennstoffe – bezogen auf den Energieinhalt – verursacht. Der Zuwachs der CO_2–Emission ist laut WIFO–Energieprognose mit 2,7 % bis zum Jahr 2000 wesentlich geringer als jener, der auf der Basis der Energieprognose des Instituts für Energiewirtschaft bis zum Jahr 2005 berechnet wurde (+ 35 %; s. Abb. 19).

Tab. 4: CO_2–Emissionsprognose für Österreich gemäß der Energieprognose des WIFO (in Mio. t CO_2)

	1985	1987	1990	1995	2000
Kraft– u. Heizwerke	10,5	10,8	11,1	11,6	13,3
Industrie	17,8	16,8	16,5	16,1	16,1
Verkehr	13,7	14,1	14,7	15,4	15,4
Kleinverbr.	14,3	14,8	14,2	13,8	13,2
Gesamt	56,3	56,5	56,5	56,9	58,0
Biogene Brennstoffe	7,0	8,7	7,6	7,7	7,9

Tab. 5: CO_2–Emissionsprognose für Österreich gemäß der Energieprognose des Instituts für Energiewirtschaft der TU Wien (in Mio. t CO_2)

	1985	1990	1995	2000	2005
Umwandlung	15,5	14,5	15,6	20,6	25,1
Industrie	12,7	12,4	11,8	11,6	11,6
Verkehr	13,5	15,1	17,3	19,9	22,8
Kleinverbr.	14,3	15,0	15,6	16,2	16,8
Gesamt	56,0	57,0	60,3	68,3	76,3
Biogene Brennstoffe	7,2	7,6	8,5	9,4	9,8

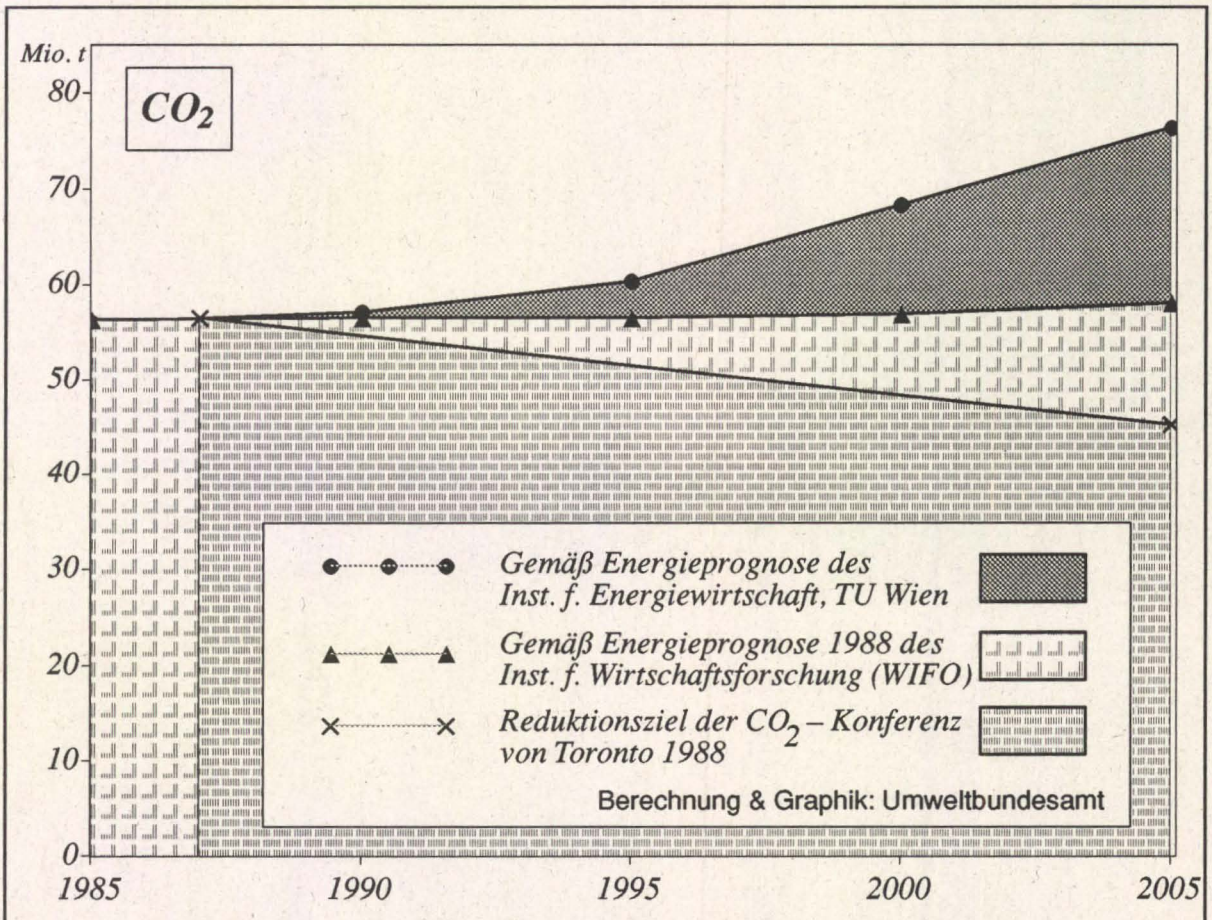


Abb. 19: Prognostizierte Entwicklung der CO_2–Emissionen in Österreich (Mio. Tonnen) im Vergleich zum Reduktionsziel der Konferenz von Toronto für das Jahr 2005

Die für Österreich dargestellten CO_2–Emissionsprognosen müssen alarmieren. Nach keiner der beiden Prognosen käme es zu einer Reduktion des CO_2–Ausstoßes, sondern im Gegenteil zu einem immer stärkeren Beitrag Österreichs zum Treibhauseffekt. Beide Szenarien widersprechen somit dem umweltpolitischen Ziel "Klimaschutz" entsprechend der Konferenz "The Changing Atmosphere" (Toronto 1988) und den Deklarationen von Noordwijk (1989) und Bergen (1990). Das "Conference Statement" von Toronto fordert die internationale Staatengemeinschaft auf, die CO_2–Emissionen bis zum Jahr 2005 um 20 %, bezogen auf das Jahr 1988, zu reduzieren. Die Deklarationen von Noordwijk und Bergen fordern bloß eine Stabilisierung der CO_2–Emissionen auf der Basis von 1989 bzw. 1990. Die Reduktion der CO_2–Emissionen um 20 % wurde im Sinne des Vorsorgeprinzips als nationales Ziel im Energiebericht 1990 der Österreichischen Bundesregierung festgeschrieben.

Neueste Berechnungen der CO_2–Emissionen in Österreich für das Jahr 1990 zeigen allerdings einen Anstieg. Während es von 1988 bis 1989 bereits zu einem Anstieg des CO_2–Ausstoßes aller Emittenten um 0,7 % kam, stiegen die CO_2–Emissionen von 1989 bis 1990 um ca. 7 %. (Abb. 20).

Die Hauptursache dieses CO_2–Anstieges war die verstärkte Stromerzeugung in kalorischen Kraftwerken mit einem Zuwachs von 2,5 Mio. t CO_2, bedingt durch einen überdurchschnittlichen Stromverbrauchszuwachs, sowie einer witterungsbedingt geringeren Leistung der Wasserkraftwerke.

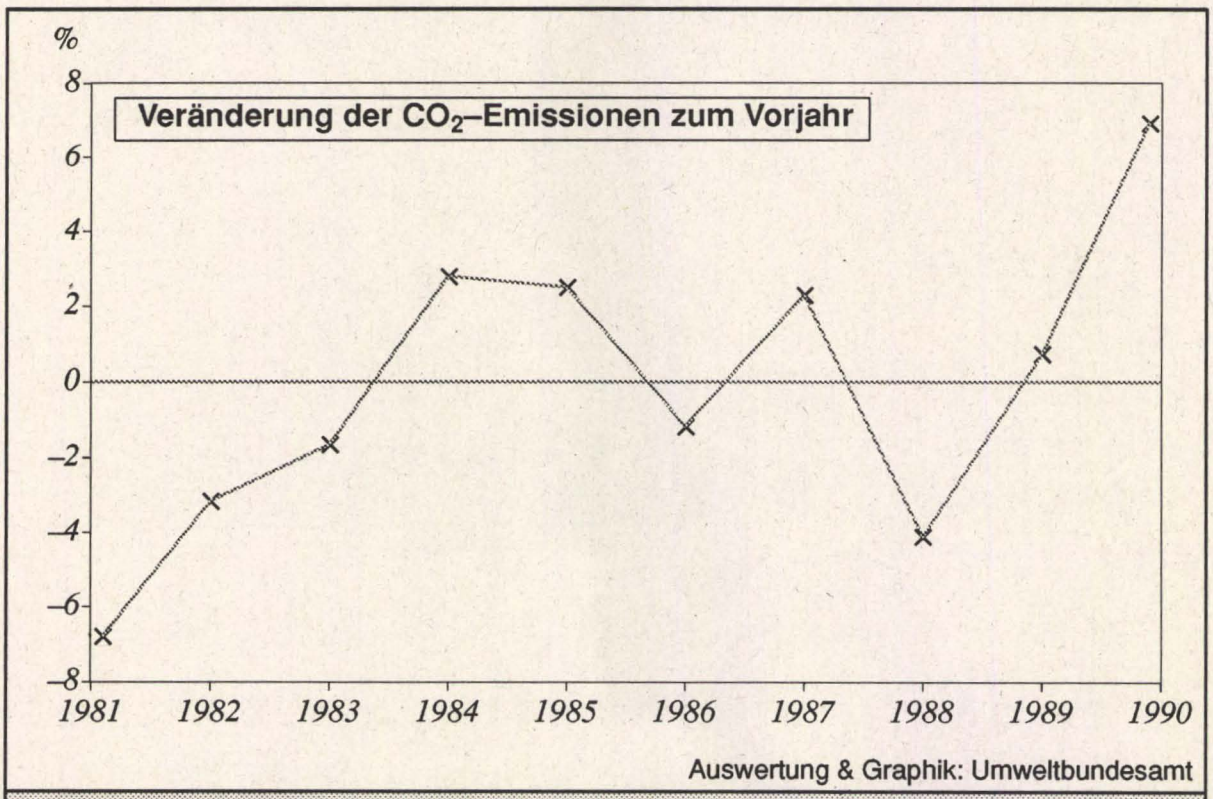


Abb. 20: Jährliche Veränderung der Summe der CO_2–Emissionen in Österreich von 1981 bis 1990 in %

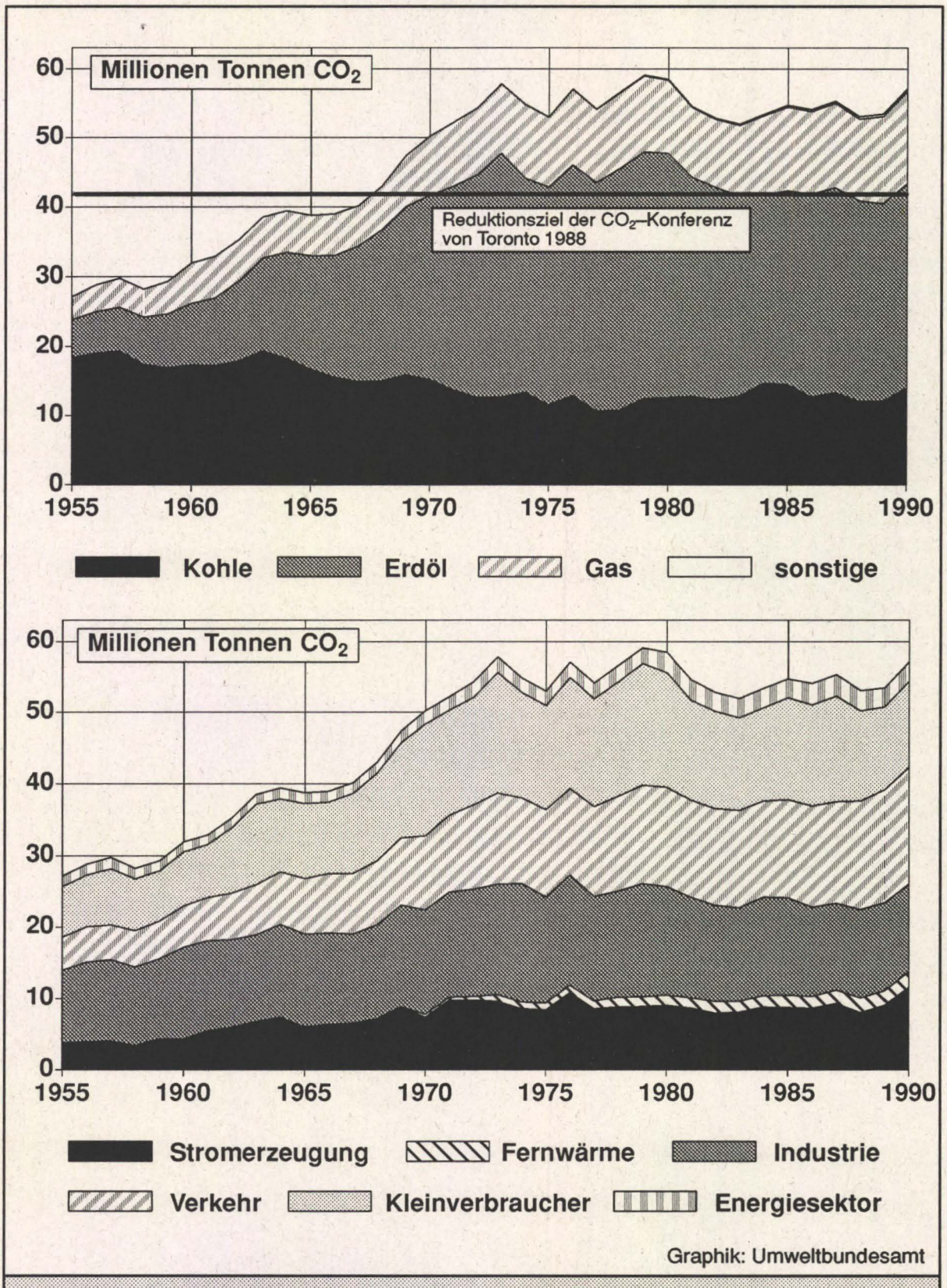


Abb. 21: Entwicklung der CO_2–Emissionen in Österreich von 1955–1990 nach Energieträgern und Verbrauchergruppen

Aber auch in den Sektoren Verkehr (Zunahme 0,5 Mio. t CO_2) und Kleinverbraucher (Zunahme 0,5 Mio. t) kam es zu einer beträchtlichen Steigerung. Nur die CO_2–Emissionen der Industrie verzeichneten 1990 trotz des überdurchschnittlichen Wirtschaftswachstums keinen Zuwachs, hauptsächlich bedingt durch Energieträgerumstellung, insbesondere der Umstellung von fossilen Brennstoffen auf Strom.

Die starke Zunahme der CO_2–Emissionen von 1989 bis 1990 um 7 % war die größte Steigerung in den 80er–Jahren (s. Abb. 20). Dies zeigt, daß die Erreichung des im Energiebericht 1990 der österreichischen Bundesregierung formulierten Ziels der CO_2–Reduktion um 20 % bis 2005 noch intensiver Anstrengungen bedarf.

In einer Abschätzung für die nationale CO_2–Kommission hat das Umweltbundesamt erreichnet, daß eine Reduktion um 5 Millionen Tonnen CO_2 pro Jahr möglich ist, wenn bis 2005 jedes zweite Auto mit einem "3–Liter–Motor" (welcher Bauart auch immer) ausgestattet ist und die andere Hälfte des Fahrzeugbestandes noch den heute üblichen Energieverbrauch aufweist.

Wenn bis zum Jahr 2005 50 % des noch nicht wärmegedämmten Hausbestandes isoliert wird und wenn im Zuge des Heizkesselaustausches neue effiziente Geräte angeschafft sowie die bestehenden Wärmedämmvorschriften für Neubauten leicht verschärft werden, so könnten die CO_2–Emissionen um rund 6 Millionen Tonnen pro Jahr reduziert werden.

Käme es bis 2005 zu einer Verdoppelung des Fernwärmeaufkommens, so könnten fossile Energieträger ersetzt und 1,5 Millionen Tonnen CO_2 jährlich eingespart werden.

Diese Überlegungen zeigen, daß allein durch die hier dargestellten Maßnahmen des Energiesparens sowie der verbesserten Energienutzung die CO_2–Emissionen um 12,5 Millionen Tonnen jährlich reduziert werden könnten. Das wären 22 % der 1987 freigesetzten 56,5 Millionen Tonnen.

Durch weitere Maßnahmen (wie z.B. Energiesteuern bzw. CO_2–Abgabe; Förderung der Energiegewinnung durch Sonne, Wind und Geothermie; verstärkte Nutzung von Biomasse, Verlagerung des Verkehrs von der Straße auf Schiene / Schiff / Rad; Wirkungsgradverbesserungen und Prozeßoptimierung in der Industrie, bei Kleingeräten und bei Energieübertragungssystemen) könnten weitere Reduktionen erzielt werden.

Bezüglich der Treibhausgase Methan und Distickstoffoxid sind Untersuchungen der möglichen Emissionsquellen im Gange. Bisherige Ergebnisse zeigen, daß mit einem wesentlichen Anteil von Methan an den Gesamtemissionen von Treibhausgasen in Österreich zu rechnen ist.

Hinsichtlich der Reduktion der FCKW–Emissionen in Österreich sei auf das Protokoll von Montreal über Stoffe, die zu einem Abbau der Ozonschicht führen, aus dem Jahr 1987 verwiesen, welches Österreich im März 1989 ratifiziert hat. In diesem Protokoll wird der Verbrauch von vollhalogenierten FCKW und Halonen geregelt. Bei der zweiten Vertragskonferenz im Juni 1990 wurde erstmals der Zeitplan für Reduktionsmaßnahmen revidiert und auch die Stoffliste erweitert. In Österreich wurde mit Verordnungen zum Chemikaliengesetz der Verkauf von Druckgaspatronen (Spraydosen), die vollhalogenierte FCKW enthalten, ab 1.3.1990 verboten und die Verwendung der vollhalogenierten FCKW in anderen Bereichen ab 1.1. 1991 drastisch eingeschränkt (s. 1.6.3).

1.2 Wasser

Lange Zeit waren die Rechtsgrundlagen der Umweltkontrolle im Wasserbereich äußerst heterogen und die Möglichkeiten zur Umsetzung von Meßergebnissen gering. Dies galt besonders für Grundwasser, in geringerem Umfang aber auch für die Oberflächengewässer. Eine durchgreifende Abhilfe schuf hier die Novelle 1990 zum Wasserrechtsgesetz.

Als wichtige Punkte aus der Sicht der Umweltkontrolle sind dabei zu nennen:

- flächendeckendes Monitoringsystem
- Emissionsbegrenzung
- Immissionsbeschränkung
- Gewässersanierung.

1.2.1 Grundwasser

Die jährliche Wassergewinnung für Zwecke der Trinkwasserversorgung beträgt rund 700 Mio. m^3, die industrielle Grundwassernutzung bewegt sich in etwas geringerer Größenordnung. Hieraus resultiert eine jährliche Wasserentnahme von 1,2 Mrd. m^3 aus dem Grundwasser. Für die Bewässerung von landwirtschaftlich genutzten Flächen werden zusätzlich etwa 10 % dieser Summe verbraucht. 5.700 Wasserwerke versorgen etwa 85 % der österreichischen Bevölkerung, das sind 7,6 Mio. Einwohner. Dieser Wert ist voraussichtlich als Sättigungswert zu betrachten, da die restlichen 15 % wegen der Siedlungsstruktur (Streulage) derzeit aus wirtschaftlichen Gründen als nicht zentral versorgbar angesehen werden.

Etwa 98 % des österreichischen Trinkwassers werden aus *Grundwasser* gewonnen. Davon stammt jeweils etwa eine Hälfte aus Poren–, die andere Hälfte aus Karstgrundwässern *(siehe erste Farbabbildung nach S. 34).*

Die porengrundwasserführenden Schotterfluren der Tallagen nehmen eine Fläche von etwa 10.000 km^2 ein und werden durch vielfältige andere Nutzungen (Siedlung, Landwirtschaft, Industrie) stark beansprucht.

Von dieser Beanspruchung gehen maßgebliche negative Auswirkungen auf das Grundwasser aus. Derzeit bereiten chlorierte Lösungsmittel, Nitrat und Pestizide die bedeutsamsten Probleme für die Grundwasserqualität. Versauerungserscheinungen im Grundwasser infolge entsprechend angereicherter Niederschläge wurden zwar schon in der Bundesrepublik Deutschland festgestellt, jedoch in Österreich bisher noch nicht nachgewiesen.

Es ist zwischen punktuellen und diffusen Quellen der Verunreinigung zu unterscheiden. Während sich erstere als langgestreckte, schmale Schadstoffahnen im Grundwasserkörper manifestieren, führen letztere zu großflächigen Basisbelastungen. Beispielsweise kann eine Deponie als Punktquelle für chlorierte Kohlenwasserstoffe, eine undichte Kanalisation als solche für Nitrat genannt werden. Landwirtschaftliche Anwendungen sowie Depositionen aus der Luft sind Beispiele für flächenhaften Eintrag.

Die potentielle Grundwassergefährdung durch Altablagerungen und Deponien in Österreich zeigt die *zweite Farbabbildung nach S. 34.* Die Darstellung ergibt sich im wesentlichen aus einer Überlagerung und Gewichtung der Faktoren

Industriedichte, Bevölkerungsdichte und Geologie.

In den einzelnen Bundesländern laufen bereits seit Jahren Bemühungen zur Erfassung der Grundwassergüte. Im Vordergrund stehen dabei Rohwasseruntersuchungen der Wasserversorgungsunternehmen. Erst seit kurzem sind Versuche im Gange, vorhandene Daten einer systematischen Auswertung zuzuführen. So bildet zum Beispiel in der Steiermark der erste Teil des Grundwasserberichtes "Auswertung des Trinkwasserkatasters TRIKAT" den Beginn einer systematischen Zusammenstellung von Trinkwasseruntersuchungsdaten und stellt einen wesentlichen Bestandteil des "Steiermärkischen Grundwasserschutzprogrammes" dar.

Außerdem wurden Problemgebiete anlaßbezogen und parameterspezifisch untersucht. In diesem Zusammenhang soll das Leibnitzer Feld erwähnt werden, in dem neben der Kontrolle auf die Herbizide Atrazin und Alachlor umfangreiche Nitrat–Untersuchungen vorgenommen worden sind. Die Nitratergebnisse zeigen, daß die murnahen Meßstellen und jene, wo geschlossene Siedlungsgebiete entsprechend entsorgt werden, niedrige Nitrat–Gehalte aufweisen. In jenen Teilen, wo keine geregelte Abwasserentsorgung vorhanden ist, mußten starke, zumeist lokale Nitratbelastungen festgestellt werden. Stark erhöhte Nitratwerte sind weiters auch dort registriert worden, wo eine Überdüngung aus der Landwirtschaft erfolgt. Ähnliche wie im Leibnitzer Becken auftretende Verhältnisse sind unter gleichen Voraussetzungen in anderen österreichischen Beckenlagen beobachtet worden.

Eine österreichweite Systematisierung der Erhebung der Grundwassergüte wird in entsprechenden Verordnungen zum Hydrographiegesetz (BGBl. 58/1979, in der Fassung der Wasserrechtsgesetznovelle 1990, BGBl. 252/1990) geregelt.

Nitrate gelangen – abgesehen vom natürlichen Stickstoffkreislauf – entweder über punktuelle Quellen oder durch diffusen Eintrag in den Boden und durch Austrag aus diesem in das Grundwasser. Am diffusen flächenhaften Eintrag hat die landwirtschaftliche Düngung zweifellos einen großen Anteil.

Wegen der im menschlichen Körper aus Nitraten möglichen Nitrosaminbildung und deren – wie aus verschiedenen Untersuchungen hervorgeht – möglicherweise krebsauslösenden Eigenschaften wird durch die Trinkwassernitratverordnung bis zum 1. Juli 1999 eine schrittweise Reduktion des Grenzwertes (derzeit 100 mg NO_3/l) auf 30 mg NO_3/l vorgesehen (s. 3.2.1.1).

Derzeit liegt kein geschlossenes flächendeckendes Bild der Grundwassergüte vor. Es zeichnet sich jedoch ab, daß die Bundesländer Vorarlberg, Tirol, Salzburg und Kärnten nur sehr lokale Probleme mit Nitrat haben. So erbrachte beispielsweise eine an einer zwar eher geringen Zahl an Meßstellen in Tirol durchgeführte Nitrat–Untersuchung ein günstiges Ergebnis. Der höchste in diesem Rahmen festgestellte Nitrat–Wert betrug 36 mg NO_3/l. Die geringen Werte sind wohl auf den hohen Anteil an Weidewirtschaft bei der landwirtschaftlichen Nutzung zurückzuführen. Auch bei einem in Kärnten durchgeführten Meßprogramm wurden keine Überschreitungen des Nitrat–Grenzwertes festgestellt. Das als günstig erscheinende Ergebnis wird durch die Tatsache eingeschränkt, daß die Bereiche mit höheren Nitratwerten zum großen Teil mit den Grundwasserhauptentnahme– und –hoffnungsgebieten zusammenfallen *(siehe dritte Farbabbildung nach S. 34)*.

In den übrigen Bundesländern sind es vor allem die großflächigen Grundwassergebiete, die Nitratprobleme auf-

weisen, so beispielsweise das Eferdinger Becken, das Marchfeld, der Seewinkel und das Leibnitzer Feld. Das vorliegende Datenmaterial ist jedoch zu inhomogen, um quantifizierte, statistisch abgesicherte Aussagen machen zu können.

Die kurzkettigen *chlorierten Kohlenwasserstoffe (CKW)* finden weite industriell–gewerbliche Verbreitung. Im Gegensatz zu den früher zum Einsatz kommenden Lösungsmitteln (z.B. Benzin) waren sie infolge ihrer chemisch–physikalischen Eigenschaften (z.B. Unbrennbarkeit) hoch geschätzt und wurden im großen Stil eingesetzt.

Wegen ihrer Leichtflüchtigkeit und damit leichten Emittierbarkeit konnten in der Atmosphäre Konzentrationsmaxima bis zu mehreren Mikrogramm / m^3 nachgewiesen werden. Niederschläge waschen die CKW aus der Luft aus und bewirken einen flächenhaften Eintrag, wodurch, wie vermutet wird, eine diffuse Untergrund– und Grundwasserverunreinigung verursacht wird. CKW–Austritte aus für diese Stoffe undichten Kanalisationen bewirken ebenfalls Grundwasserverunreinigungen. Bisher liegen aber bezüglich diffuser Grundwasserbelastungen mit CKW in Österreich keine Untersuchungsergebnisse vor.

Punktuelle Verunreinigungen haben meist fahrlässiges Fehlverhalten bei Herstellung, Transport, Anwendung und Entsorgung (z.B. Deponien, Altlasten) von chlorierten Kohlenwasserstoffen als Ursache. In Österreich sind mehrere Schadensfälle durch CKW bekannt geworden. Die Verunreinigung der Mitterndorfer Senke mit einer mit der Grundwasserströmungsrichtung übereinstimmenden kontaminierten Fahne sei als bekanntestes Beispiel dafür erwähnt. Die Breite dieser Fahne, die am Südende der Senke beginnt und an der Fischa im Bereich Ebreichsdorf–Mitterndorf ausläuft, wird von einigen 100 m bis über 1 km geschätzt.

Die große Zahl der mit den Pflanzenschutzmitteln zur Anwendung gelangenden Wirkstoffe und die komplizierte Analytik erschwerten die Untersuchung des Grundwassers auf seine Beeinträchtigung durch *Pestizide*, sodaß erst aus jüngerer Vergangenheit gewisse Kenntnisse auf diesem Gebiet vorliegen. Die vorhandenen Pestiziduntersuchungen beziehen sich vorwiegend auf die Herbizide Atrazin und Alachlor.

Alle Ergebnisse zeigen die Tatsache auf, daß in ackerbaulich intensiv genutzten Gebieten mit einer nahezu ubiquitären Grundwasserbelastung in der Höhe von einigen Zehntel Mikrogramm Atrazin pro Liter bzw. von einigen Hundertstel Mikrogramm Alachlor pro Liter zu rechnen ist.

Im Jahre 1988 mußten im Leibnitzer Feld Atrazinkonzentrationen im Bereich von Mikrogramm pro Liter über einen größeren Ausdehnungsbereich festgestellt werden. Auch Anteile von Alachlor, die im Zehntel Mikrogramm pro Liter–Bereich liegen, sind registriert worden.

Belastungsspitzen finden sich im Bereich von Waschplätzen (Bereiche, wo die Spritzbrühen bereitet bzw. die Geräte gereinigt werden).

Neue gesetzliche Regelungen bilden die Grundlage für einen umfassenden Grundwasserschutz. Als wesentliche Bereiche sind zu nennen:

Grundwassergüteüberwachung

Die Bundesminister für Umwelt, Jugend und Familie und für Land– und Forstwirtschaft haben ein Übereinkommen betreffend die Zusammenarbeit bei der Erstellung eines Grundwasserkatasters abgeschlossen, das eine enge Kooperation der beiden Ministerien bei den erforderlichen Arbeiten in Planung und Durchführung vorsieht.

Aufgrund dieses Übereinkommens wurde eine "Gesprächsplattform Österreichischer Grundwasserkataster" eingerichtet, die alle an der Erfassung der Grundwasserqualität interessierten Stellen integriert. Sie bildet das Gremium, fachliche Fragen zu erörtern, einheitliche Vorgangsweisen bei Untersuchungen zum Grundwasserkataster festzulegen und Arbeitsprogramme zu koordinieren.

Die Erhebung der Wasserqualität nach dem Hydrographiegesetz wird einen wesentlichen Beitrag zu diesem Grundwasserkataster darstellen. Beginnend mit 1991 sollen Untersuchungen an zunächst etwa 700 Meßstellen durchgeführt werden, bis 1996 wird der Netzausbau auf etwa 2000 Meßstellen erfolgen. Die grundsätzliche Vorgangsweise, der Umfang der Untersuchungen und die Örtlichkeit der Meßstellen ist in einer Verordnung zu regeln, die vom Bundesministerium für Land– und Forstwirtschaft unter Mitwirkung des Umweltbundesamtes entworfen, mit den Ländern besprochen wurde und nun vor der Fertigstellung steht.

Die Ergebnisse von Grundwasseruntersuchungen, die im Rahmen von Umweltkontrolle und Altlastensanierung erarbeitet werden, sollen zusammen mit jenen aus der qualitativen Hydrographie in einen Grundwasserkataster einfließen.

Die auf der Basis des Hydrographiegesetzes erhobenen Ergebnisse und jene des gesamten Grundwasserkatasters werden nicht nur eine bloße Bestandsaufnahme bleiben. Die Instrumente des Grundwassersanierungsgebietes und der Schwellenwertverordnung werden es gestatten, von den Erhebungen der Grundwasserbeschaffenheit konkrete Maßnahmen abzuleiten.

Erweiterung der Regelungen betreffend wassergefährdende Stoffe

Die Neuregelung der Bestimmungen über wassergefährdende Stoffe war bereits lange überfällig, da bisher unter diesen Begriff nur Mineralölprodukte fielen. Das Wasserrechtsgesetz bezeichnet nunmehr in Analogie zum Chemikaliengesetz jene Eigenschaften, die für die Beurteilung von Stoffen als wassergefährdend maßgeblich sind.

Es stellt die Tätigkeit des Lagerns, Leitens und des Umschlagens von in einer Verordnung anzuführenden, als wassergefährdend bezeichneten Stoffen bei Überschreiten bestimmter festgelegter Mengenschwellen unter die wasserrechtliche Bewilligungspflicht.

Erweiterte wasserrechtliche Bewilligungspflicht

Das Wasserrechtsgesetz sieht die Bewilligungspflicht für Deponien, aber auch für bestimmte Maßnahmen in der Landwirtschaft vor.

Genereller Grundwasserschutz (Immissionsbeschränkung)

Ein Prinzip des Umweltschutzes ist es, die Umweltmedien Boden, Luft und Wasser unabhängig von Nutzungsabsichten aus ökologischen Gesichtspunkten reinzuhalten. Schäden an Qualität und Quantität des Grundwassers sind oft irreversibel oder nur mit hohen Kosten sanierbar. Auch ist der künftige Bedarf an Trinkwasser nur für einen begrenzten Zeitraum abschätzbar. Reserven müssen gegebenenfalls ersetzt werden. Sowohl grundsätzliche wie praktische Gesichtspunkte sprechen daher für ein Reinheitsgebot mit Geltung für alle Grundwasservorkommen.

Der Bundesminister für Land– und Forstwirtschaft hat in diesem Zusammenhang u.a. die Kompetenz, Schwellenwerte für

das Grundwasser festzulegen, die diesbezügliche Verordnung steht derzeit in Bearbeitung.

Zeigen Untersuchungsergebnisse eine Überschreitung der Schwellenwerte, hat der Landeshauptmann das betreffende Gebiet zum Grundwassersanierungsgebiet zu erklären und kann entsprechende Maßnahmen zur Grundwasserreinhaltung verstärkt durchsetzen.

Schutz von Wassergewinnungsanlagen

Um Wasserfassungen können Schutz– und Schongebiete eingerichtet werden. Die Wasserrechtsgesetznovelle bietet nunmehr die Möglichkeit, auch in Schongebieten Nutzungs– und Bewirtschaftungsverbote zu erlassen.

Nach Möglichkeit sollte das gesamte Einzugsgebiet in das Widmungsgebiet einbezogen werden.

1.2.2 Oberflächengewässer

Stehende und fließende Gewässer spielen im Landschaftsgefüge und seiner Ökologie eine wesentliche Rolle und geben verschiedenen Landschaftstypen ihre unverwechselbare Charakteristik. Neben den vielfältigen, gewässerverändernden Nutzungsansprüchen an Oberflächengewässer sind es auch ästhetische Gesichtspunkte, die ein Gewässer einmalig und wertvoll machen.

Seen

In den ausgehenden sechziger Jahren wurden die Folgen des relativ sorglosen Umganges mit den im wesentlichen häuslichen Abwässern der Seeanlieger deutlich. Verminderte Sichttiefe und Algenblüten zeigten sich als Folgen der Eutrophierung. Durch gezielte Sanierungsmaßnahmen, d.h. Sammlung und Ableitung der Abwässer in Ringkanalisationen und ihre Reinigung in biologischen Kläranlagen, eventuell ergänzt durch Tiefenwasserableitungen, konnte die Wassergüte der Seen wieder in einen zufriedenstellenden Zustand gebracht werden.

Das Algenwachstum in den Seen wird maßgeblich vom Nährstoff Phosphor gesteuert. Anhand dieses Parameters konnte der Nachweis über eine deutliche Minderung der Gesamtbelastung der sanierten Seen geführt werden. Abb. 1 zeigt diese positive Entwicklung der Gesamtphosphorkonzentration in der Oberflächenschicht ausgewählter Seen. Zur Interpretation ist zu bemerken, daß ein See bei einem Gesamtphosphorgehalt von unter 10 mg P/m^3 als nährstoffarm, bei über 30 mg P/m^3 als nährstoffreich zu kennzeichnen ist. Der Anteil des Nährstoffeintrages aus Abwassereinleitungen konnte wesentlich reduziert werden, sodaß heute vielfach der diffuse Eintrag (Oberflächenabschwemmung, trockene und nasse Deposition, Badegäste etc.) bereits im Vordergrund steht.

Das für den Zweck der Seensanierung bisher in fünfzehn Jahren aufgewendete Investitionsvolumen beträgt mehr als 12 Mrd. öS.

Am *Neusiedler See* ist aufgrund der besonderen Verhältnisse eine gänzliche Ableitung der Abwässer aus dem Seeneinzugsgebiet nicht möglich. Deshalb wurden die dort errichteten Abwasserreinigungsanlagen bereits frühzeitig mit einer dritten Reinigungsstufe (Phosphatfällung) ausgestattet. Trotzdem ist die gegenwärtige Situation als problematisch zu bezeichnen, was sich in Algenblüten manifestiert.

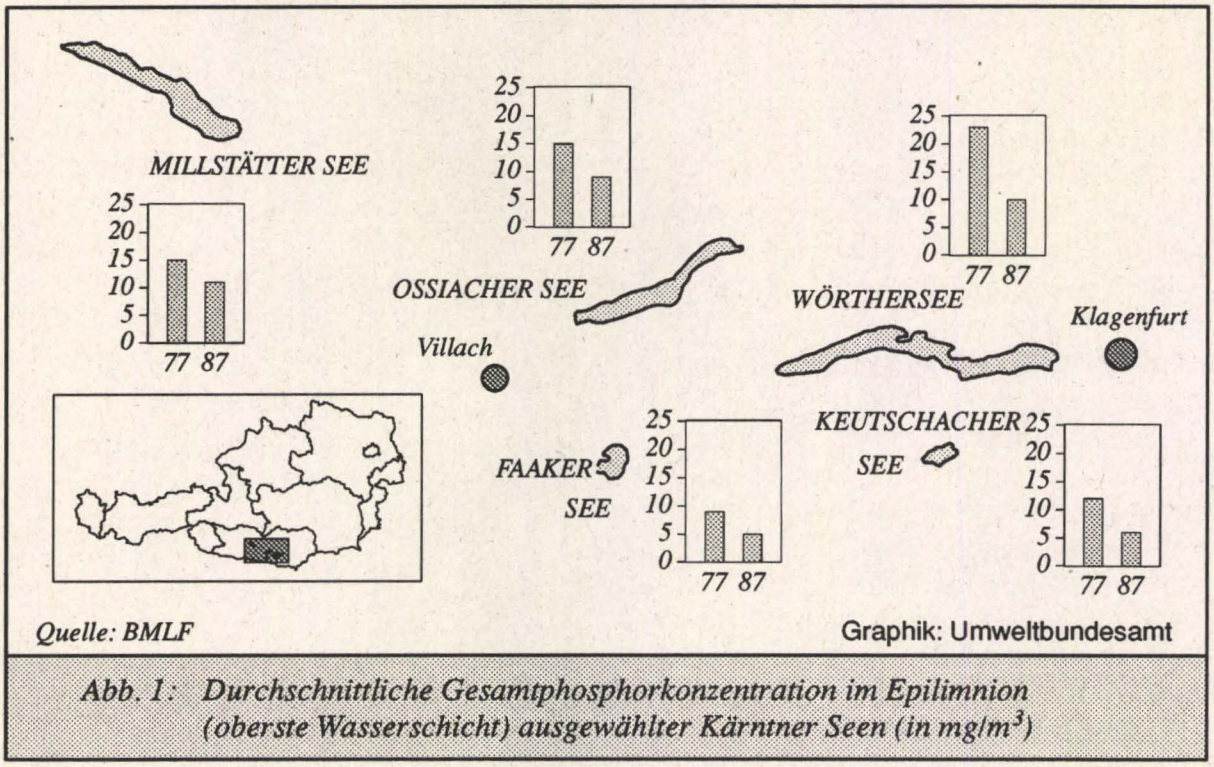


Abb. 1: Durchschnittliche Gesamtphosphorkonzentration im Epilimnion (oberste Wasserschicht) ausgewählter Kärntner Seen (in mg/m³)

Der *Bodensee* hat für alle Anliegerstaaten, besonders aber für den süddeutschen Raum, vor allem für Baden–Württemberg, hinsichtlich der vom Seewasser abhängigen Wasserversorgung hervorragende Bedeutung. Diesem Umstand wird durch das bereits 1960 geschlossene Übereinkommen über den Schutz des Bodensees gegen Verunreinigungen Rechnung getragen.

Dieses verpflichtet die Anliegerstaaten, die von der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee empfohlenen Gewässerschutzmaßnahmen unter Wahrung des innerstaatlichen Rechtes umzusetzen. Hiezu wurden im Jahre 1967 Richtlinien für die Reinhaltung des Bodensees verabschiedet, die seither dem jeweiligen Kenntnisstand angepaßt wurden. Umfangreiche Untersuchungen an Einzugsgebiet, Wasserkörper und Sediment stellen die begleitende Kontrolle der Wirksamkeit der getroffenen Maßnahmen dar.

Versauerungsprozesse in Seen wurden zunächst aus Skandinavien bekannt. Ihre Ursache liegt in Niederschlägen, die vor allem NO_x–, SO_2– und Cl–Emissionen aus der Atmosphäre auswaschen. Die meisten der österreichischen Seen haben sich bisher in bezug auf saure Niederschläge widerstandsfähig erwiesen, da sie aufgrund der geologischen Gegebenheiten über ein ausreichendes Puffervermögen verfügen.

Hingegen zeigen zum Teil im Hochgebirge und in silikatischen Einzugsgebieten gelegene Seen Tirols und Kärntens sehr wohl Versauerungserscheinungen. 10 % dieser Gewässer besitzen keine Pufferkapazität mehr, 20 % weisen pH–Werte unter 6 auf.

In der Steiermark wurde eine diesbezügliche Untersuchung im steirischen Anteil der Niederen Tauern vom Amt der Steiermärkischen Landesregierung in Auftrag gegeben. Im Rahmen dieses Projektes wurden 80 Seen auf spezifische Parameter analysiert.

Fließgewässer

Gewässergüteüberwachung – bisherige Entwicklung

Die Bestrebungen des Gewässerschutzes mußten aufgrund der Emissionssituation zunächst auf die Fernhaltung organischer, leicht abbaubarer Stoffe gerichtet sein, wie sie vor allem aus häuslichen Abgängen resultieren. Zur Erfassung der hauptsächlich durch die Faktoren Sauerstoffhaushalt und Nährstoffe geprägten Immissionssituation wurden zunächst ausschließlich biologische Indikatoren eingesetzt. So erfolgten bereits seit Mitte der sechziger Jahre bundesländerweise flächendeckende Kartierungen nach dem Saprobiensystem, wonach die Gewässergüte in vier Haupt– und drei Zwischenklassen eingeteilt und in den danach erstellten Gütekarten in verschiedenen Farben dargestellt wird. Die *vierte Farbabbildung nach S. 34* zeigt die Ausgabe 1988/89 der vom Bundesministerium für Land– und Forstwirtschaft herausgegebenen österreichischen Gewässergütekarte.

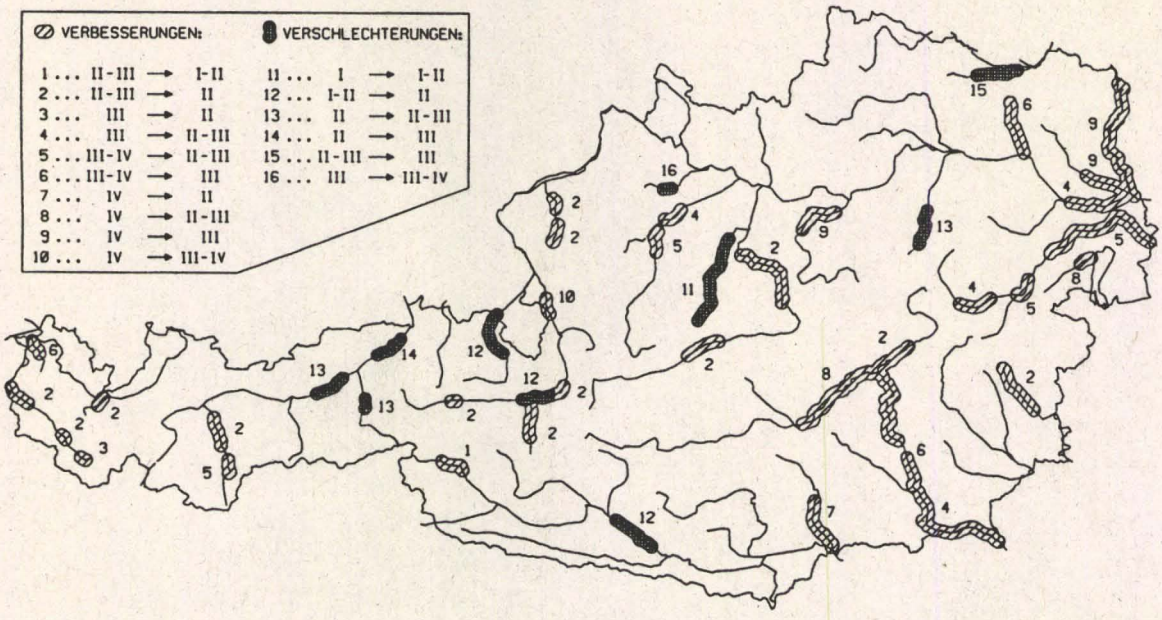
Die dabei an verschiedenen Gewässern bzw. Gewässerabschnitten aufgezeigten, schlechten Güteverhältnisse, die sich vor allem in Zeiten niedriger Wasserführungen bei Spitzenbelastungen (z.B. Ballungszentren und Winterfremdenverkehr) einstellten, bedurften entsprechender Sanierungen, d.h. der Errichtung von Kanalsystemen und biologischen Kläranlagen. Dadurch wurde erreicht, daß derzeit Ballungszentren und wesentliche Siedlungsräume über Kanalisation und biologische Abwasserreinigung verfügen, wodurch im allgemeinen Verbesserungen der Gewässergüte eintraten (Abb. 2).

Auf Eutrophierungserscheinungen in Fließgewässern wurde man erst mit dem Entstehen von Flußstauen bei der Errichtung von Laufkraftwerken aufmerksam. Als Konsequenz daraus wurde das Verbot von Phosphaten in Wasch– und Reinigungsmitteln ausgesprochen. In weiterer Folge wurde in den Verordnungen zum Wasserrechtsgesetz 1990 die Elimination von Stickstoff– und Phosphorverbindungen bei der Abwasserreinigung gefordert.

Die zunehmende Industrialisierung, die einen hohen Anteil an schwer abbaubaren, zumeist toxischen organischen Substanzen bzw. Schwermetallen in die Abwässer brachte, erforderte einerseits neue Grundsätze im Gewässerschutz und andererseits geänderte Untersuchungsmethoden. Die Tatsache, daß die Beurteilung der Gewässer mittels biologischer Methoden nicht mehr ausreichte, machte chemisch–physikalische Untersuchungen unerläßlich, mit denen Anfang der siebziger Jahre ansatzweise begonnen wurde. Sie beschränkten sich zunächst auf die Erfassung der das jeweilige Gewässer charakterisierenden Parameter sowie der Sauerstoff– und Nährstoffbilanzen.

Die Verbesserung der chemischen Analytik, zunächst auf dem Gebiet der Schwermetallbestimmung und – vor allem in den letzten Jahren – bei den apparativen Methoden zur Erfassung organischer Schadstoffe, erweiterte das Spektrum der untersuchten Parameter.

Trotzdem erfolgt auch heute noch die Feststellung der Gewässergüte sowie der Wasserqualität überwiegend mittels Untersuchung der konventionellen Kenngrößen. Ein fixer Bestandteil dieses Programmes sind bereits die Schwermetalle, hingegen wird die Erfassung organischer Schadstoffe meist nur in Form von Sonderprogrammen durchgeführt.



Verbesserungen 1979–1989:

Bgld: Leitha (5), Pinka (2), Wulka (8)
Ktn: Lavant (7)
NÖ: Donau (4), Göllers–Bach (6), Leitha (5), March (9), Rußbach (9), Schwarza (4), Ybbs (9)
OÖ: Enns (2), Mattig (2), Traun (4,5)
Sbg: Gasteiner Ache (2), Mattig (2), Salzach (2,10)
Stmk: Enns (2), Mur (4,6,8), Mürz (2), Pinka (2)
Tirol: Isel (1), Ötztaler Ache (2,5)
Vgb: Dornbirner Ache (6), Ill (2,3), Lech (2)

Verschlechterungen 1979–1989:

Bgld: –
Ktn: Drau (12)
NÖ: Pulkau (15), Traisen (13)
OÖ: Aschach (16), Steyr (11)
Sbg: Saalach (12), Salzach (12)
Stmk: –
Tirol: Inn (13,14), Ziller (13)
Vbg: –

Kartengrundlage: BMLF (1979 u. 1989)

Auswertung & Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 2: Veränderungen des biologischen Gütebildes der Fließgewässer Österreichs zwischen 1979 und 1988/89

So wurden im Rahmen eines vom Bundesministerium für Land– und Forstwirtschaft in Auftrag gegebenen Sonderprogrammes "Organische Schadstoffe in Oberflächengewässern" ausgewählte österreichische Gewässer auf flüchtige Chlorkohlenwasserstoffe (CKW), Pestizide, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) und Phenole analysiert. Die Ergebnisse der in den Jahren 1984 bis 1986 entnommenen 230 Proben zeigten, daß in den untersuchten Gewässern flüchtige CKW in unterschiedlichen Konzentrationen nachweisbar waren. Vor allem bei Chloroform (Donau, Donaukanal, March, Traisen, Mur, Mürz) und Tetrachlorkohlenstoff (Donau, Drau) konnten erhöhte Werte festgestellt werden. Von den untersuchten Fließgewässern erwies sich die Mur als am stärksten mit flüchtigen CKW belastet. Es wurde bei Tetrachlorethen sogar eine

Konzentration in einer Größenordnung von mg/l erreicht.

In der Donau, im Donaukanal und im Inn wurde von den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen Acenaphtylen in einigen Proben in Konzentrationen über 1 mg/l identifiziert.

In der Mur wurde das Pestizid Aldrin nachgewiesen, in Donau und Donaukanal sowie im Mondsee konnten phenolische Verbindungen analytisch erfaßt werden.

Da speziell die gefährlichen Substanzen zumeist nur in geringsten, analytisch auch heute nur schwer erfaßbaren Konzentrationen im Gewässer vorliegen, gewinnt die Sedimentuntersuchung an Bedeutung. Durch Adsorption von Schadstoffen an Schwebestoffen kommt es zur Anreicherung dieser Substanzen in den Sedimenten.

Gewässergüteüberwachung – Zukunftsperspektiven

Das Hydrographiegesetz sieht nunmehr auch die systematische Erhebung der Wassergüte an Oberflächengewässern vor. An rund 250 landesweit verteilten Meßstellen werden sechsmal jährlich chemische und physikalische, einmal jährlich biologische und fallweise bakteriologische und ökotoxikologische Untersuchungen durchgeführt. Dabei sollen auch die organischen Schadstoffe Berücksichtigung finden. Sedimentuntersuchungen sind hinsichtlich Schwermetallen und organischen Summenparametern vorgesehen.

Immissionsbeschränkung

Die dem Gewässerschutz dienende Umsetzung der Daten wird künftig durch die Immissionsverordnung sichergestellt, die die bisherige Immissionsrichtlinie ersetzt. Bei signifikanter Überschreitung der darin angegebenen Grenzwerte hat der Landeshauptmann Sanierungsprogramme zu erstellen und umzusetzen.

Diese Immissionsbegrenzung stellt die notwendige Ergänzung zu den Emissionsverordnungen dar.

Probleme durch wasserbauliche Maßnahmen

Naturnahe Flußlandschaften sind in Österreich zu einem knappen Gut geworden; das Anliegen des Schutzes dieser Gewässer oder Gewässerabschnitte kollidiert zumeist mit Programmen des energietechnischen Ausbaus bzw. des Schutzwasserbaues. Wasserbauliche Maßnahmen im alpinen Bereich beziehen sich auf die Hintanhaltung und Kontrolle der Erosion und auf die Verbesserung des Wasserrückhaltes (Wildbachverbauung). Im Mittel– und Unterlaufbereich konzentriert sich der Wasserbau auf stabilisierende Maßnahmen zum Zweck der Sohlensicherung und der Festlegung des Flußbettes und der Retentionsräume. Dazu kommt natürlich noch der energiewirtschaftliche Ausbau durch Speicher– und Laufstaue.

Derartige Eingriffe in Fließwasserökosysteme können u.a. in folgenden Bereichen irreversible Störungen mit sich bringen:

- in den für das Gewässer charakteristischen Abfluß–, Geschiebe– und Sedimentationsverhältnissen,
- für die vielfältigen Interaktionen zwischen dem Gewässer und den gewässerbegleitenden Uferstrukturen,
- in den gewässernahen Grundwasservorkommen,
- für die strukturelle Heterogenität des Gewässers, die für einen vielfältigen Organismenbestand Voraussetzung ist.

1.2.3 Abwasser

Kommunale Abwässer

Die Entsorgung der kommunalen Abwässer hat in den letzten zwanzig Jahren große Fortschritte gemacht. 1971 waren 17 % der Bevölkerung an Kanalisationsanlagen und 5 % an biologische Kläranlagen angeschlossen. Heute werden bereits die Abwässer von 70 % der Einwohner Österreichs über eine biologische Abwasserreinigung entsorgt. Insgesamt besteht in Österreich eine Ausbaukapazität von mehr als 15 Mio. Einwohnergleichwerten, die von 900 Anlagen erbracht wird.

Derzeit sind alle Großstädte Österreichs an biologische Abwasserreinigungsanlagen angeschlossen. Ferner bestehen ca. 175 Abwasserverbände, über welche etwa 800 Gemeinden entsorgt werden.

Bei kommunalen Abwässern sorgte früher vor allem der Phosphor, der über den Abwasserweg zur Gewässereutrophierung führt, für große Probleme. Hier konnten durch die starke Herabsetzung des Phosphatgehaltes von Waschmitteln (durch das Inkrafttreten des Waschmittelgesetzes) Verbesserungen erzielt werden.

Die in österreichischen Fließgewässern zum überwiegenden Teil durchgeführten Untersuchungen auf Waschmittelinhaltsstoffe erfassen die anionenaktiven Tenside mittels Methylenblaumethode (MBAS). Neben dem Fehlen systematischer Analysen sind auch die in den verschiedenen Labors eingesetzten Methoden und Nachweisgrenzen unterschiedlich, so daß eine überblicksweise Darstellung über den Gehalt an anionenaktiven Tensiden in österreichischen Fließgewässern nicht möglich ist.

Für die Mur liegen Ergebnisse über einen Zeitraum von mehreren Jahren vor. Die allerdings bereits zwischen 1972 und 1979 vorgenommene Untersuchung läßt eine eindeutige Abnahme der MBAS–Konzentrationen erkennen.

Ein ähnlicher Trend konnte an ausgewählten Gewässern Niederösterreichs für die Jahre 1969 und 1987 festgestellt werden.

Bei der Korrelierung der Ergebnisse mit der Güteklasse des jeweiligen Gewässers stellte sich heraus, daß erhöhte Tensidgehalte zumeist in Gewässerstrecken mit schlechter Güteklasse liegen und lassen erkennen, daß Tenside einen Leitparameter für starke Belastungen zumeist durch kommunale Abwässer darstellen.

Die Verordnung des Bundesministers für Land– und Forstwirtschaft über die "Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete" (BGBl. 180/1991) sieht eine biologische Abwasserreinigung mit Kohlenstoffentfernung, Nitrifikation mit Stickstoffentfernung und Phosphorelimination vor.

Industrielle Abwässer

Die industriellen Abwässer stellen das Hauptproblem beim Schutz bzw. bei der Sanierung der Fließgewässer dar, da sie zumeist mit schwer oder nicht abbaubaren Substanzen belastet sind. Dies sind vor allem die ökotoxikologisch bedenklichen Organochlorverbindungen sowie die Schwermetalle. Letztere sind schon seit Jahren Gegenstand von routinemäßigen Gewässeruntersuchungen. Beide Schadstoffgruppen können nicht nur im Wasser selbst, sondern auch in zum Teil sehr hohen Konzentrationen in den Gewässersedimenten nachgewiesen werden. Sedimentuntersuchungen stellen eine gute Methode dar, um über die längerfristige Belastungssituation eines Gewässers Aussagen treffen zu können.

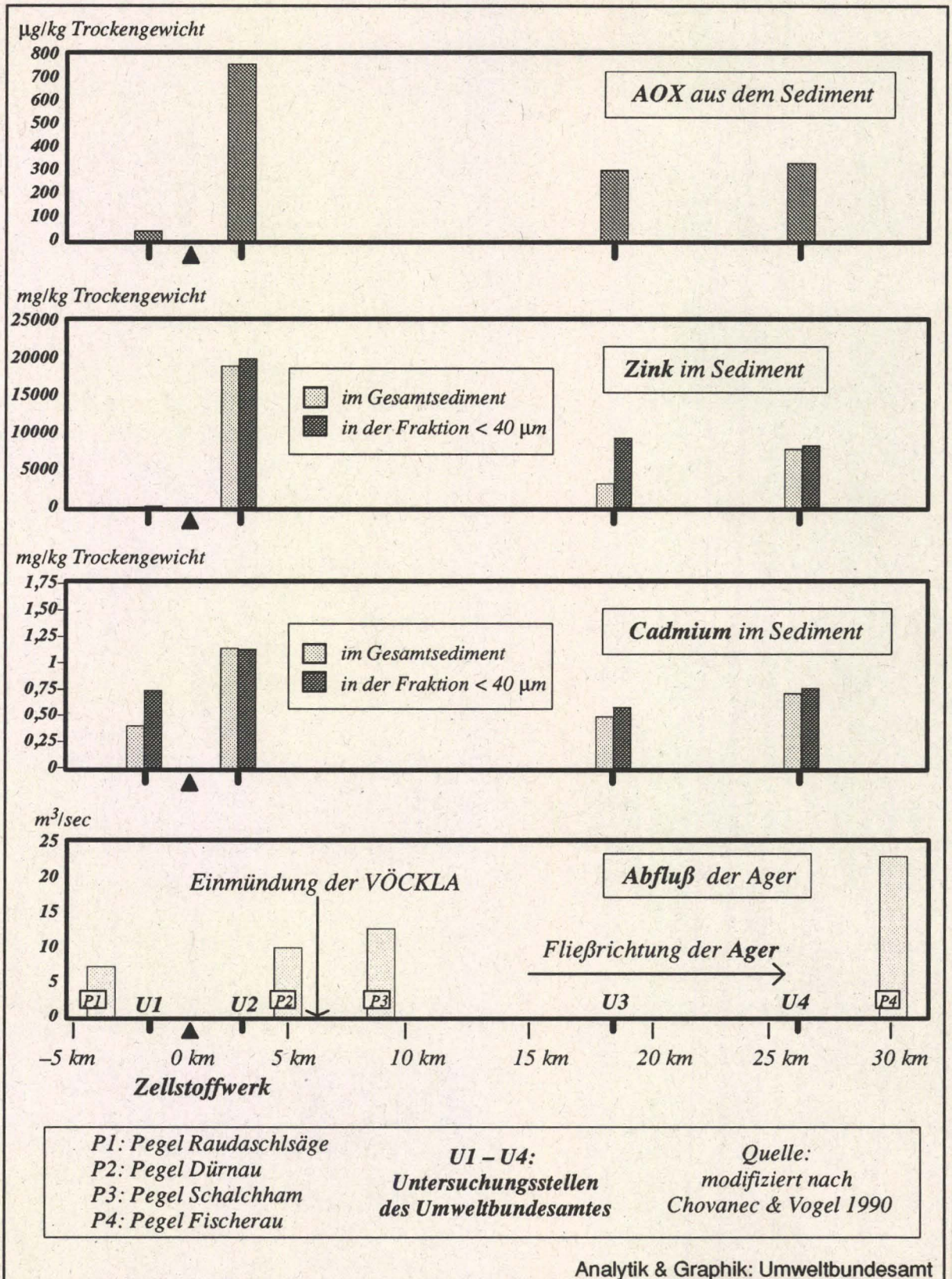


Abb. 3: Belastungsprofil der Ager nach Sedimentanalysen des Umweltbundesamtes (Probenahme Juli 1989)

www.parlament.gv.at

BEDEUTENDE GRUNDWASSERVORKOMMEN ÖSTERREICHS

QUARTÄRE PORENGRUNDWASSERVORKOMMEN

QUARTÄR

KARSTGRUNDWASSERVORKOMMEN

KARBONATGESTEINE UNTERSCHIEDLICHEN ALTERS

METAMORPHE KARBONATGESTEINE UNTERSCHIEDLICHEN ALTERS

VERDECKTER KARST

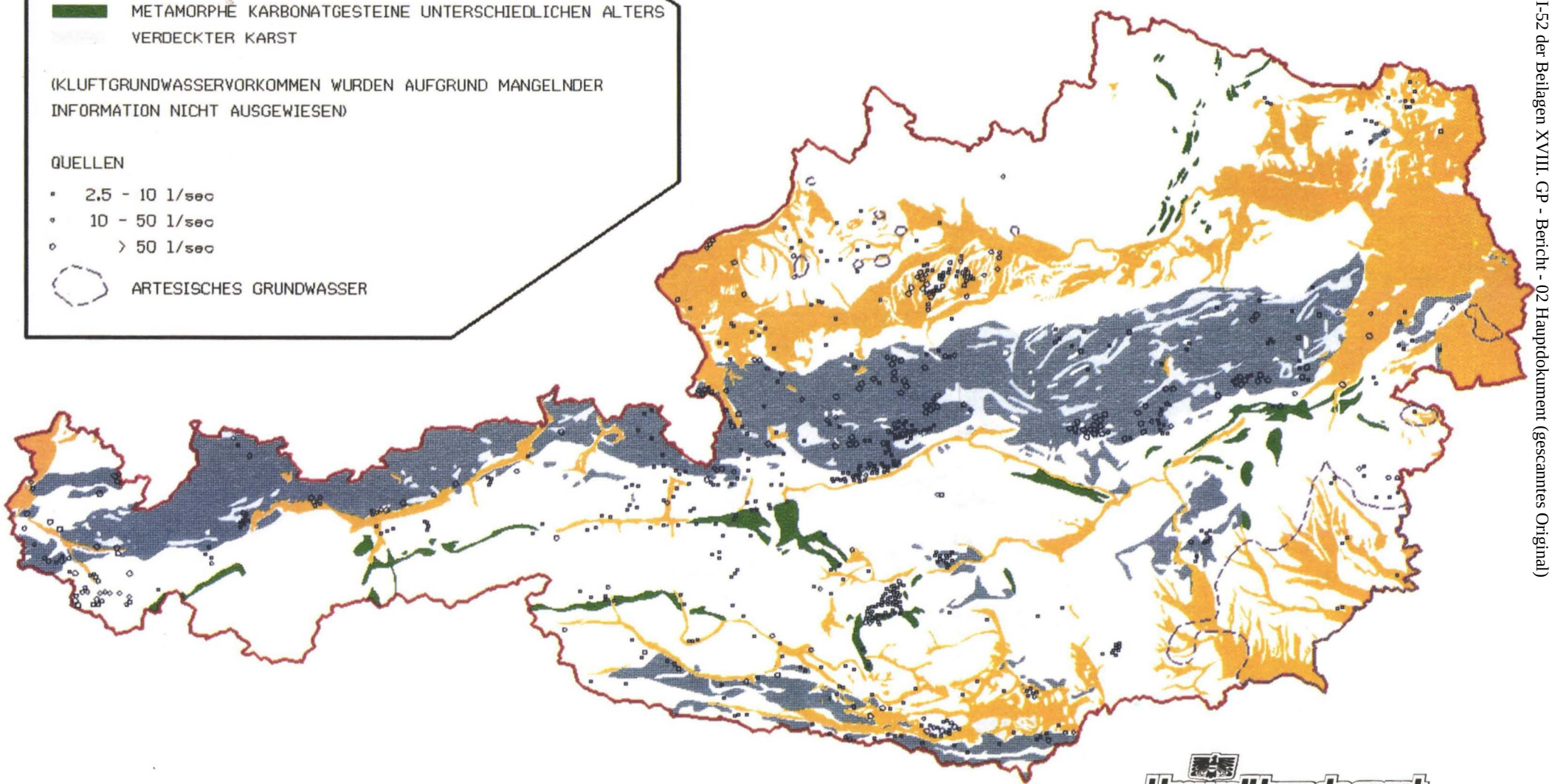
(KLUFTGRUNDWASSERVORKOMMEN WURDEN AUFGRUND MANGELNDER INFORMATION NICHT AUSGEWIESEN)

QUELLEN

- 2.5 - 10 l/sec
- 10 - 50 l/sec
- > 50 l/sec

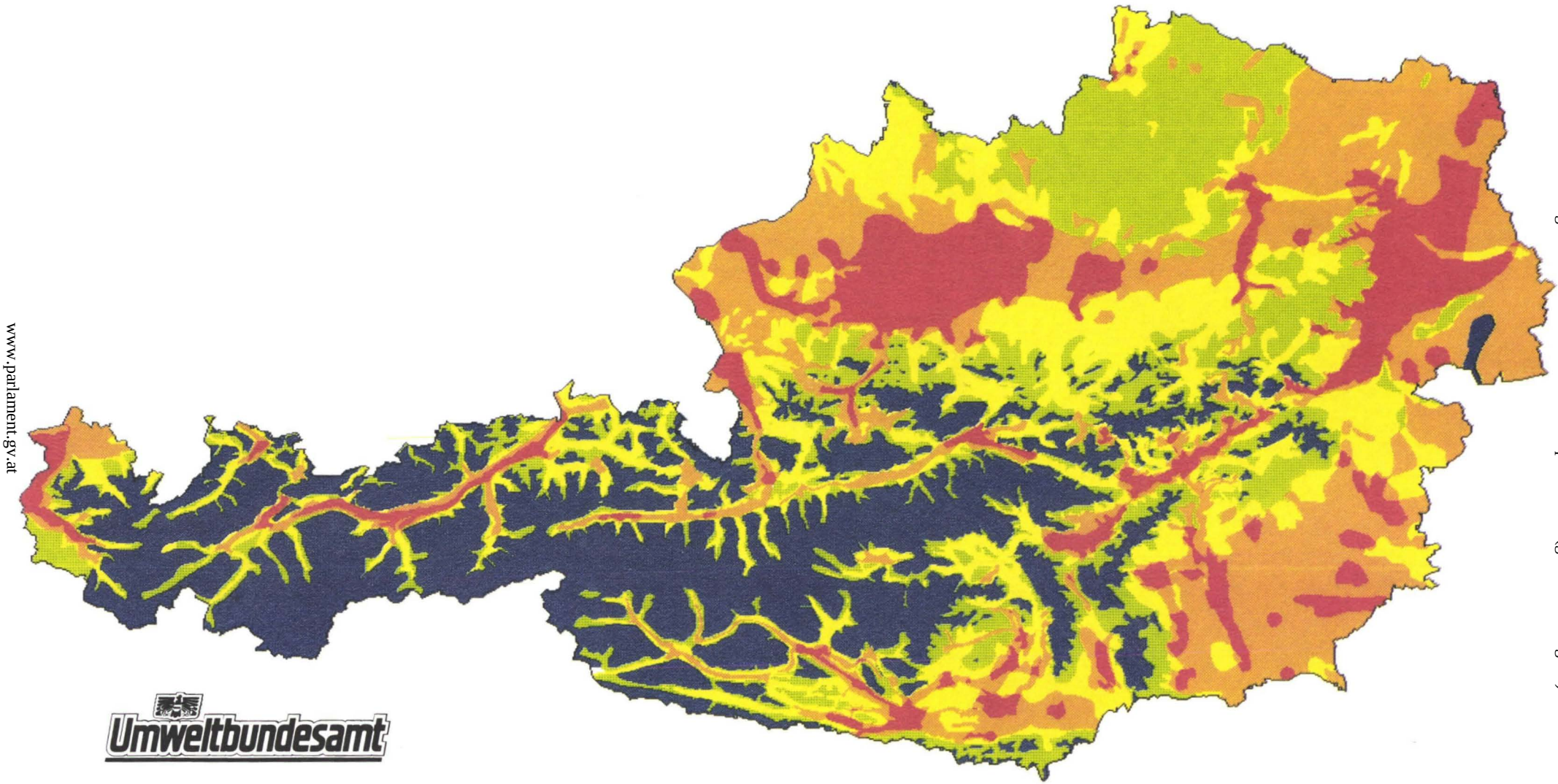
ARTESISCHES GRUNDWASSER

GRUNDLAGEN : GEOLOGISCHE KARTE DER REPUBLIK ÖSTERREICH 1 : 500 000 (VETTERS, 1933)
HYDROGEOLOGISCHE KARTE DER REPUBLIK ÖSTERREICH 1 : 1 000 000 (GATTINGER, 1968)
KARSTTYPEN UND HÖHLENVERBREITUNG 1 : 1 000 000 (TRIMMEL, 1965)



Umweltbundesamt

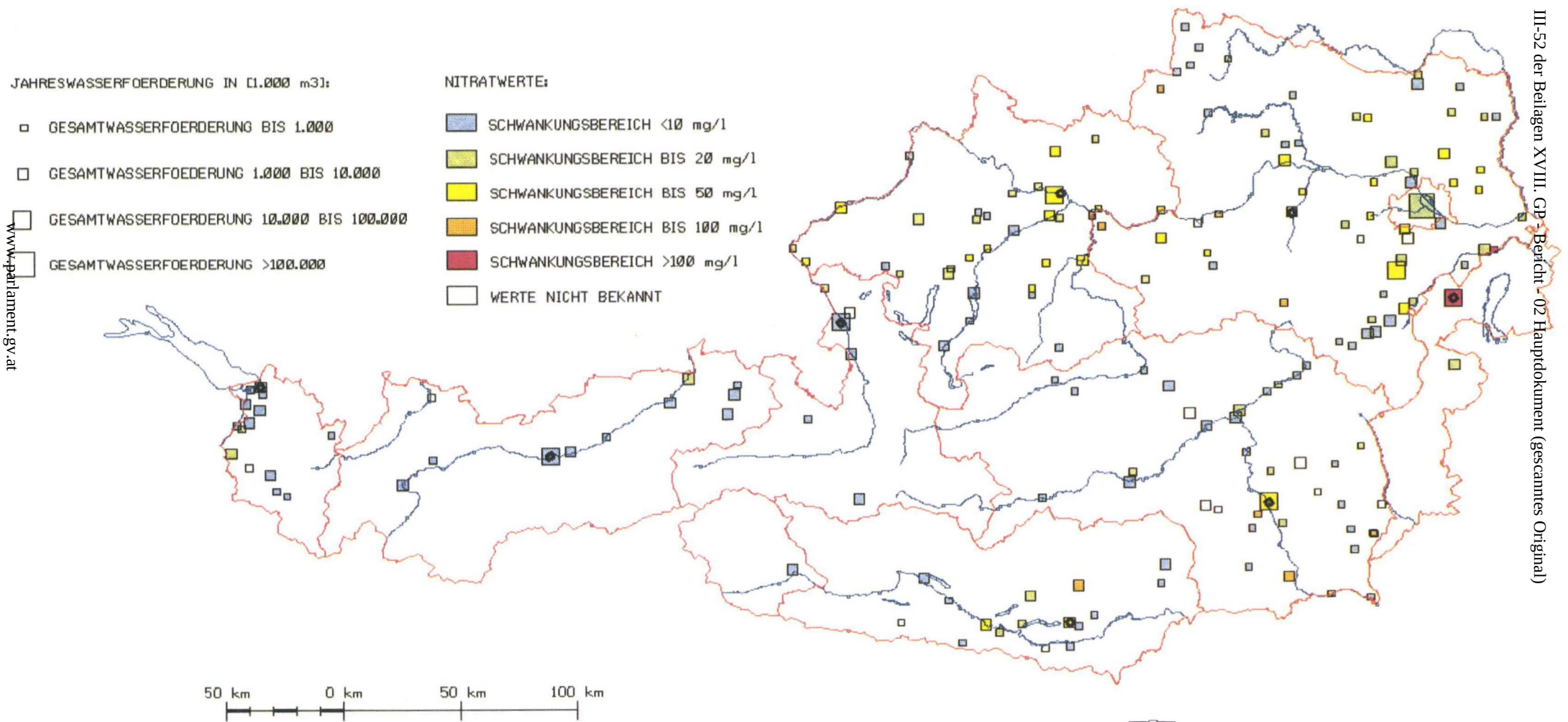
BEREICHE DER POTENTIELLEN GRUNDWASSERGEFÄHRDUNG DURCH ALTABLAGERUNGEN



www.parlament.gv.at

III-52 der Beilagen XVIII. GP - Bericht - 02 Hauptdokument (gescanntes Original)

NITRATWERTE ÖSTERREICHISCHER WASSERWERKE 1987



Umweltbundesamt

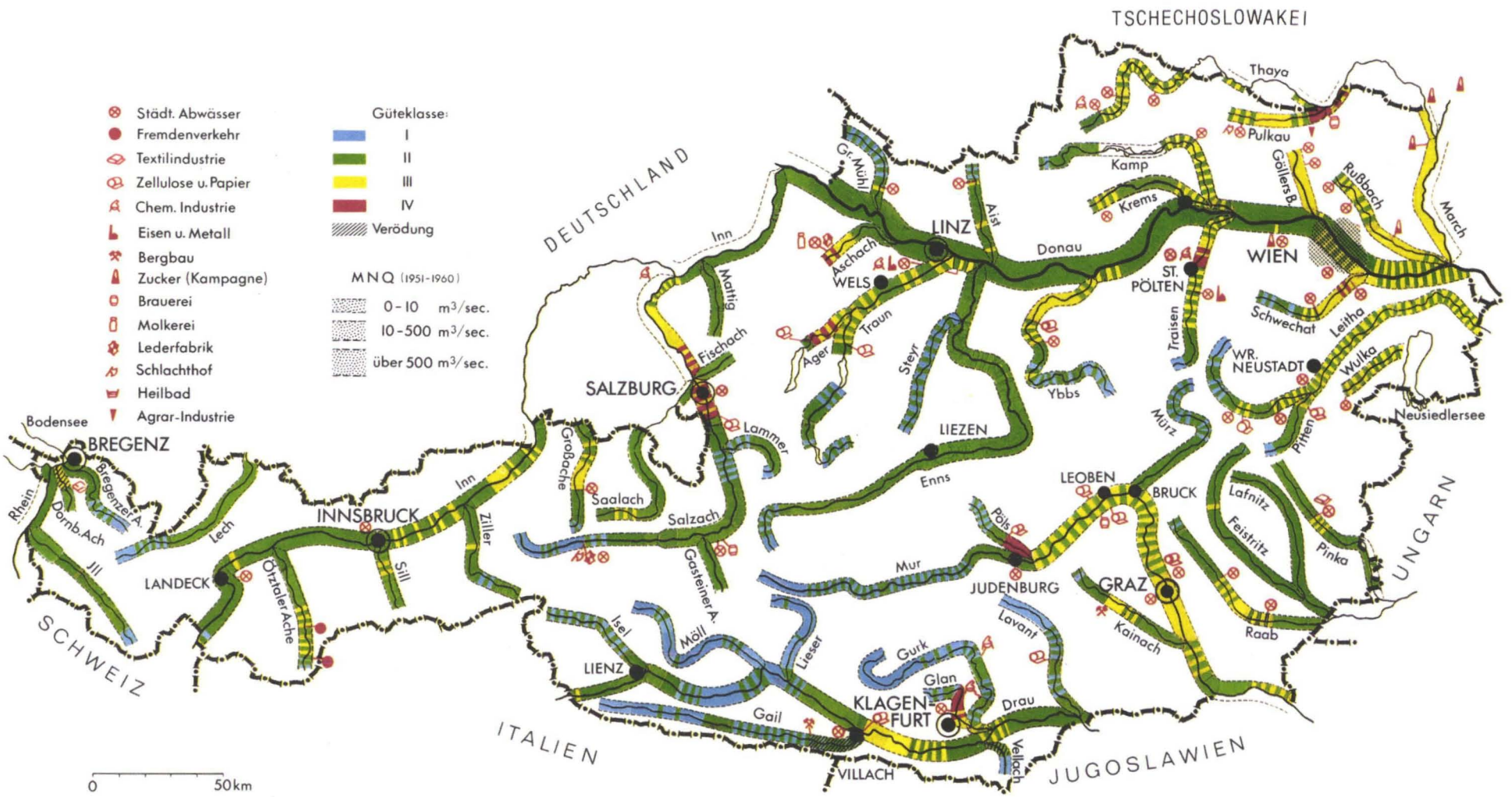
www.parlament.gv.at

BIOLOGISCHES GÜTEBILD DER FLIESSGEWÄSSER ÖSTERREICHS

AUSGABE 1988/89

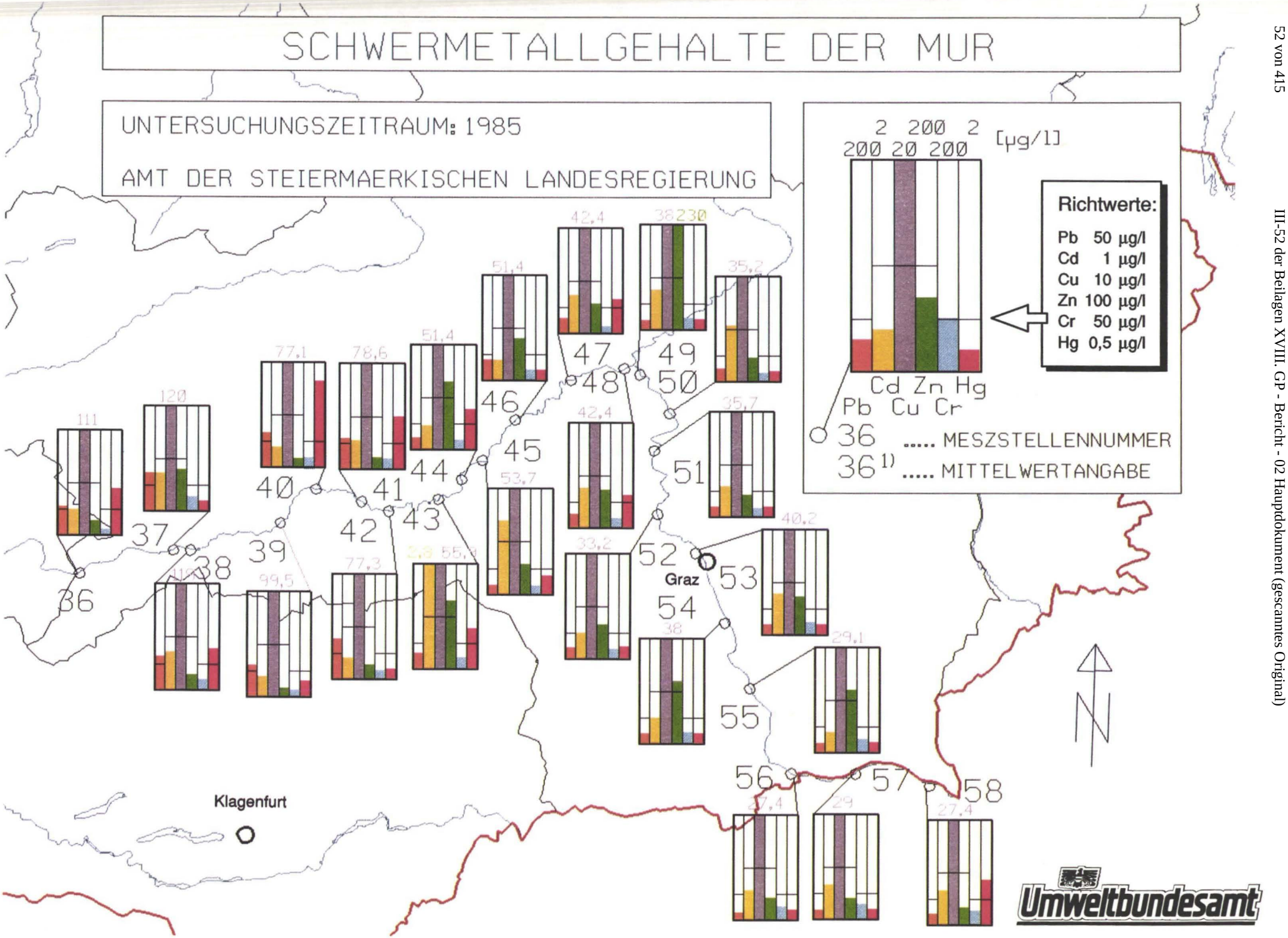
HERAUSGEGEBEN VOM BUNDESMINISTERIUM F. LAND- U. FORSTWIRTSCHAFT,
GRAPHISCH BEARBEITET VON DER BUNDESANSTALT FÜR WASSERGÜTE, WIEN,
AUF GRUND EIGENER ERHEBUNGEN SOWIE DER UNTERSUCHUNGEN DER
FACHSTELLEN DER LÄNDER

AUF DEN NEBENSTEHENDEN, ERLÄUTERNDEN TEXTTEIL WIRD HINGEWIESEN



www.parlament.gv.at

www.parlament.gv.at



Trotz verstärkter Maßnahmen auf dem Gebiet der Abwasserbehandlung stellt die Zellstoff– und Papierindustrie noch immer den Hauptverursacher von Gewässerverunreinigungen dar. Flüsse, die Zellstoffwerken als Vorfluter dienen, zählen zu den am stärksten belasteten Gewässern. Neben den organisch abbaubaren Verbindungen sind es bei Werken mit Chlorbleiche in erster Linie die oben erwähnten Organochlorverbindungen, die die Ökologie der Gewässer in hohem Maße schädigen. Die massive Belastung der Sedimente der Ager durch chlorierte organische Verbindungen (ausgedrückt durch den Parameter AOX: Adsorbierbare Organische Halogenverbindungen) sowie durch Schwermetalle zeigt Abb. 3.

Die Mur gilt als ein nach wie vor durch Schadstoffe stark belastetes Fließgewässer, wenngleich aufgrund der programmgemäßen Umsetzung der Beschlüsse der Mur–Kommission signifikante Sanierungserfolge erzielt werden konnten.

Seit 25 Jahren konnte 1990 erstmals kein Abschnitt der Mur mit Güteklasse III – IV oder IV ausgewiesen werden.

Abwässer aus Siedlungsballungsräumen sowie Abwässer aus Industrie und Gewerbe stellen die primären Verunreinigungsquellen dar. Neben den Abgängen aus der Zellstoff– und Papierindustrie gelangen auch stark verunreinigte Abwässer aus Hüttenwerken in den Vorfluter. Die Gesamtkosten für das Mur–Sanierungsprogramm betragen rund 2 Mrd öS.

Einen Überblick über die Schwermetallbelastung der Mur gibt die *fünfte Farbabbildung nach S. 34.*

Ein wesentlicher Beitrag zum Gewässerschutz ist von den jüngst fertiggestellten Emissionsverordnungen in Zusammenwirken mit den noch in Aussicht genommenen zu erwarten.

Die Wasserrechtsgesetznovelle 1990 sieht die Einführung von Grenzwerten mittels Verordnungen vor. Mit der im April 1991 in Kraft getretenen Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (Verordnung des Bundesministeriums für Land– und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässern und öffentliche Kanalisation) legt die Wasserrechtsbehörde aufgrund der Herkunft sowie der maßgeblichen Inhaltsstoffe und Eigenschaften eines Abwassers jene Parameter fest, welche zur Überwachung der Abwasserbeschaffenheit bei der Einleitung in ein Fließgewässer oder in eine öffentliche Kanalisation eingesetzt werden und schreibt bei der wasserrechtlichen Bewilligung die festgelegten Emissionswerte vor. Spezielle Emissionsregelungen werden neben der Emissionsverordnung für kommunale Abwässer für eine Vielzahl an Branchen getroffen werden. Grundlage für die Grenzwerte ist der mit der Novellierung des Wasserrechtsgesetzes nunmehr eingeführte Stand der Technik.

Für die Abwässer aus 43 taxativ aufgezählten Herkunftsbereichen werden die Emissionsbegrenzungen durch gesonderte Verordnungen festgelegt.

Gleichzeitig mit der Allgemeinen Emissionsverordnung zum Wasserrechtsgesetz sind 1991 Verordnungen für folgende Bereiche in Kraft getreten:

- kommunales Abwasser,
- Emissionen aus der Erzeugung von gebleichtem Zellstoff,
- Emissionen aus Schlachtbetrieben und fleischverarbeitenden Betrieben,
- Emissionen aus Gerbereien, Lederfabriken und Pelzzurichtereien,
- Emissionen aus Milchbearbeitungs– und Milchverarbeitungsbetrieben.

Große Erfolge konnten im Gewässerschutz bereits erzielt werden, wobei sich der Umwelt– und Wasserwirtschaftsfonds beim Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie als wirkungsvolles Instrument des Umweltschutzes erwiesen hat. So konnte beispielsweise die aus dem industriellen Sektor resultierende Gewässerbelastung im letzten Jahrzehnt von 17 Mio. Einwohnergleichwerten (EGW) auf 2,7 Mio. EGW gesenkt werden. Als Beispiel für die Förderung der technologischen Entwicklung kann die Errichtung einer Pilotanlage für die chlorfreie Bleiche bei der Zellstoffherstellung erwähnt werden.

1.2.4 Klärschlamm

Die gesamte in Österreich anfallende Klärschlammenge wird auf etwa 5,5 Mio. m^3 / Jahr geschätzt, wobei der Feststoffanteil ca. 275.000 t beträgt. Die landwirtschaftliche Verwertung des Schlammes wäre aufgrund der in ihm enthaltenen Pflanzennährstoffe als sinnvolle Rückführung in den natürlichen Kreislauf anzustreben. Sie wird durch den oft hohen Gehalt an Schwermetallen unmöglich gemacht. Von einigen Bundesländern sind Gesetze und Verordnungen erlassen worden, die die Ausbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzte Flächen regeln und Grenzwerte für Schwermetalle in Schlämmen definieren. Wo diesbezüglich in Österreich keine gesetzlichen Regelungen bestehen, wird das Regelblatt des Österreichischen Wasserwirtschaftsverbandes "Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen – Empfehlungen für Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen" als Grundlage herangezogen.

Untersuchungen aus dem Ausland geben Hinweise auf z.T. massive Belastungen von Klärschlamm mit organischen Schadstoffen. Diese Substanzen rücken wegen ihres hohen Gefährdungspotentials zunehmend in den Mittelpunkt der Klärschlammdiskussion.

Die Abwasseremissionsverordnungen begrenzen auch die Einbringung von Schadstoffen durch Indirekteinleiter in Kanalisationen und können damit einen Beitrag zur Verminderung des Schadstoffgehaltes der Klärschlämme leisten.

Alternativen zur landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung sind die Deponierung und Verbrennung des Schlammes, die allerdings durch den enormen Platzbedarf und die Möglichkeiten der Grundwassergefährdung bzw. den Schadstofftransport über die Verbrennungsgase große Probleme (z.B. Energieaufwand) aufwerfen.

1.3 Boden

Die Ansprüche, die an die praktisch unvermehrbare Ressource "Boden" als Grundlage des menschlichen Lebens gestellt werden, lassen sich vier Funktionsbereichen zuordnen:

1. Der Boden ist *Produktionsgrundlage* für Nahrungs– und Futtermittel, aber auch für regenerierbare Rohstoffe wie z.B. Holz. Es kommt ihm somit auch Regenerationsfunktion zu.
2. Der Boden hat eine wichtige *Reinigungs– und Umsetzungsfunktion* sowohl zum Schutz des Grundwassers als auch bezüglich Deposition von Stoffen.
3. Der Boden ist *Siedlungsfläche* im weitesten Sinn.
4. Der Boden dient als *Rohstofflager* für oberflächennahe Ressourcen wie z.B. Sand, Kies, Schotter, Torf.

Seit geraumer Zeit ist in Österreich eine bundesweite Bodenzustandsinventur eingerichtet. Unabhängig von lokalen und länderweisen Untersuchungen, die unbestritten ihre Wichtigkeit haben, werden künftig bodenrelevante Daten bundeseinheitlich erhoben. Dadurch werden die Vergleichbarkeit der Daten und die Quantifizierung langfristiger Bodenveränderungen ermöglicht.

1.3.1 Flächennutzung

Fast 90 % der Gesamtwirtschaftsfläche Österreichs werden jeweils etwa zur Hälfte land– bzw. forstwirtschaftlich genutzt (Abb. 1). Wie die Entwicklung der landwirtschaftlich genutzten Flächen zwischen 1937 und 1989 verlaufen ist, verdeutlicht die Übersicht über die Änderung der Kulturartenverhältnisse in diesem Zeitraum (Abb. 2). Sie zeigt, daß einer Abnahme der landwirtschaftlichen Nutzfläche eine Zunahme der für andere Zwecke (z.B. Bauland) genutzten Flächen gegenübersteht. Abb. 3 stellt die im Jahre 1986 in den einzelnen Bundesländern herrschende Situation dar.

Während der letzten Jahrzehnte ist ein deutlicher Rückgang der agrarischen Flächen zu verzeichnen. Die Ursache liegt u.a. am gestiegenen Bedarf an Siedlungs–, Wirtschafts– und Verkehrsflächen, was einen unwiederbringlichen Verlust an Kulturlandschaft bedeutet.

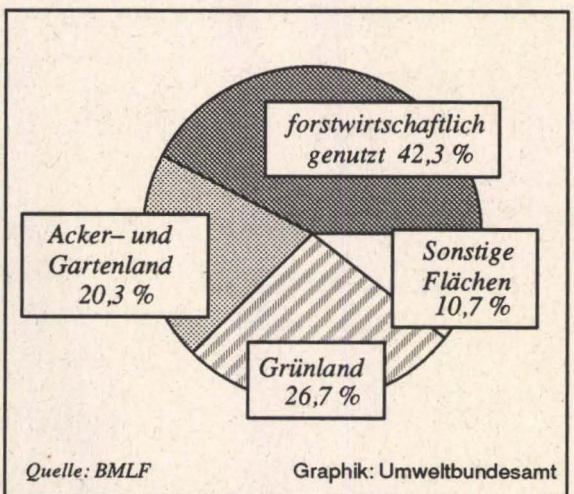


Abb. 1: Bodennutzung in Österreich 1989 (Angaben in % der Gesamtwirtschaftsfläche)

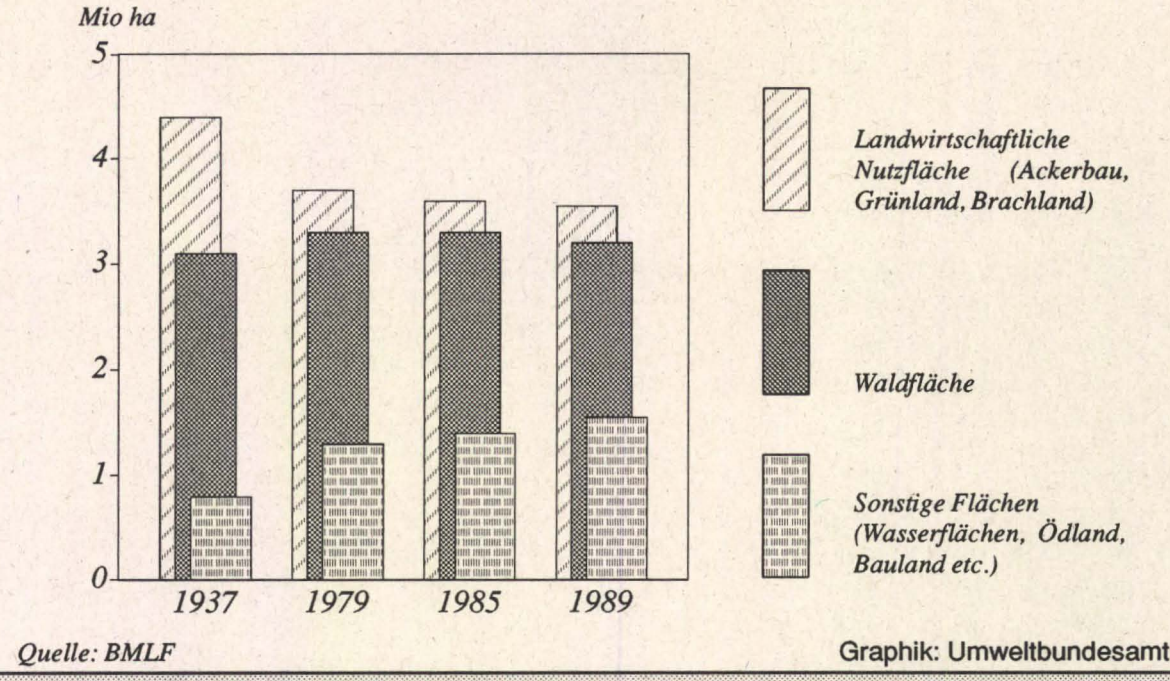


Abb. 2: Veränderungen der Bodennutzung in Österreich zwischen 1937 und 1989 (Angaben in Millionen Hektar)

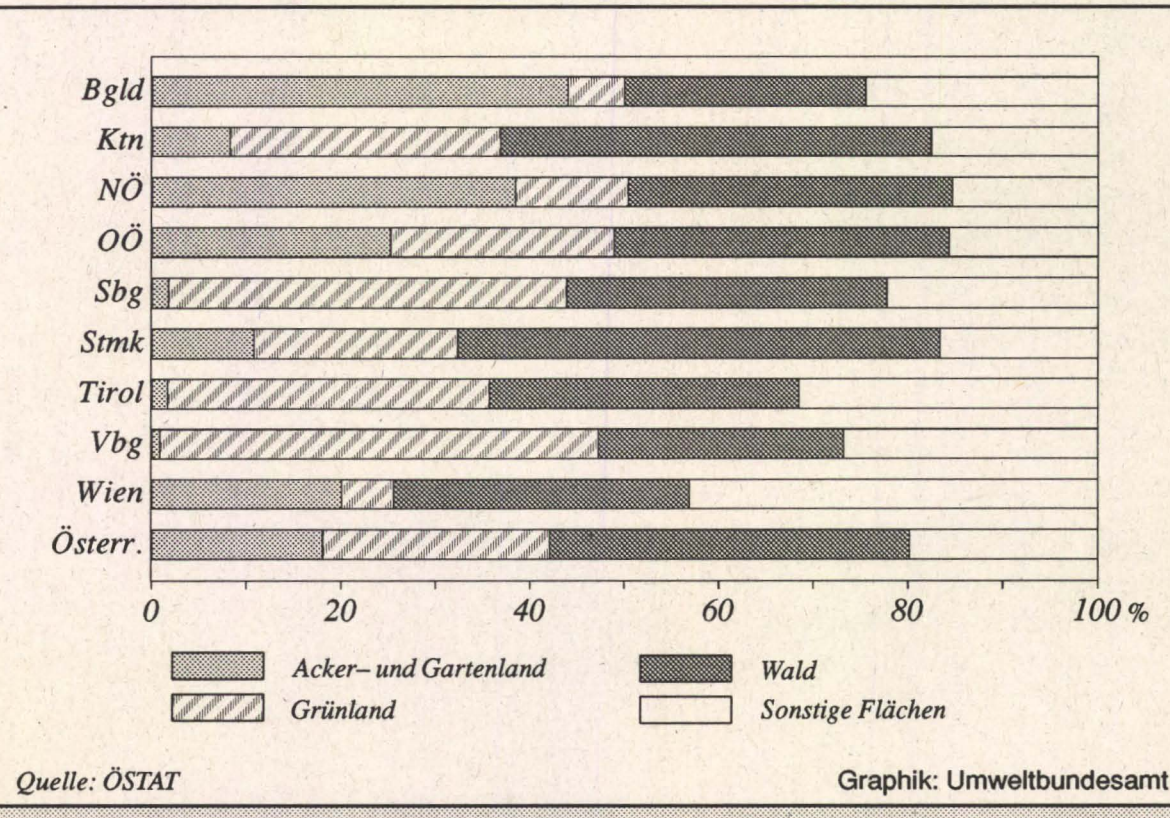


Abb. 3: Flächenverteilung nach Kulturarten 1986 in bezug auf die Gesamtfläche der Bundesländer

Die für Siedlung, Verkehr etc. beanspruchten Flächen liegen vornehmlich in Tal– und Beckenlagen, wo sich die fruchtbarsten Böden befinden. Dem könnte man entgegenhalten, daß – österreichweit gesehen – der Verlust an landwirtschaftlichen Nutzflächen nicht mit einem Rückgang der landwirtschaftlichen Produktion korreliert.

Tatsache ist, daß während der letzten Jahre auf einer stets kleiner werdenden Fläche immer mehr produziert wird. Dies ist sowohl auf Züchtungserfolge bei Kulturpflanzen als auch auf den Einsatz von Mineraldünger und Pestiziden zurückzuführen. So hat sich beispielsweise der Hektarertrag bei Mais seit Ende des Zweiten Weltkrieges verfünffacht und bei Zuckerrüben vervierfacht.

Im Gegensatz zur Waldbewirtschaftung, die meist bodenschonend erfolgt, wird die landwirtschaftliche Nutzung überwiegend noch unter dem Gesichtspunkt der Ertragsmaximierung betrieben.

In den letzten Jahren wurden von seiten des Bundes und einzelner Bundesländer Programme und Aktionen durchgeführt, die der langfristigen Erhaltung der Fruchtbarkeit des Bodens dienen. So zielt z.B. die Förderung des Anbaues von *Alternativkulturen* u.a. auf eine Reduktion des verschiedentlich als problematisch angesehenen Maisanbaues und bereichert dadurch die Fruchtfolge im Ackerbau. Die grundsätzlich förderbare Gesamtfläche betrug im Jahr 1990 200.000 ha. Das *Grünbracheprogramm* zielt gleichfalls darauf ab, die Produktion von Getreide beziehungsweise von Mais zu verringern und die ökologische Situation zu verbessern. Auf den Bracheflächen sind Düngung und der Einsatz von Pestiziden untersagt; die förderbare Gesamtgrünbrachefläche für das Jahr 1990 betrug 500.000 ha. Vor allem in agrarisch intensiv genutzten Bereichen erfolgt zunehmend die Sicherung beziehungsweise die Schaffung von *ökologischen Ausgleichsflächen*. Nach Prinzipien des *Biologischen Landbaus* wirtschaften auf einer Fläche von ca. 20.000 ha derzeit rd. 1500 Betriebe, die zunehmend von der öffentlichen Hand unterstützt werden.

1.3.2 Bodengefährdungen

Grundsätzlich lassen sich Bodengefährdungen in drei Kategorien einteilen:

1. Chemische Gefährdungen durch die Landwirtschaft (Agrochemikalien) und durch die aus den Emissionen von Gewerbe, Industrie, Kfz–Verkehr, Hausbrand etc. resultierenden Immissionen.
2. Physikalische Gefährdungen natürlichen oder anthropogenen Ursprungs: durch menschliche Eingriffe oftmals verstärkte Erosion durch Wasser und Wind, Veränderungen des Bodenwasserhaushaltes, zunehmende Bodenverdichtungen durch den Einsatz immer schwererer Maschinen, Bildung von Pflugsohlen u.a.
3. Überbauung und somit Bodenverluste (Siedlung, Wirtschaft, Verkehr; s. 1.3.3).

1.3.2.1 Gefährdungen durch die landwirtschaftliche Nutzung

– Pestizide

Der Verbrauch an synthetischen Wirkstoffen von Pflanzenschutz– und Schädlingsbekämpfungsmitteln betrug im Jahre 1989 in Österreich 4.600 t, wovon etwas mehr als die Hälfte den Herbiziden zuzuordnen ist.

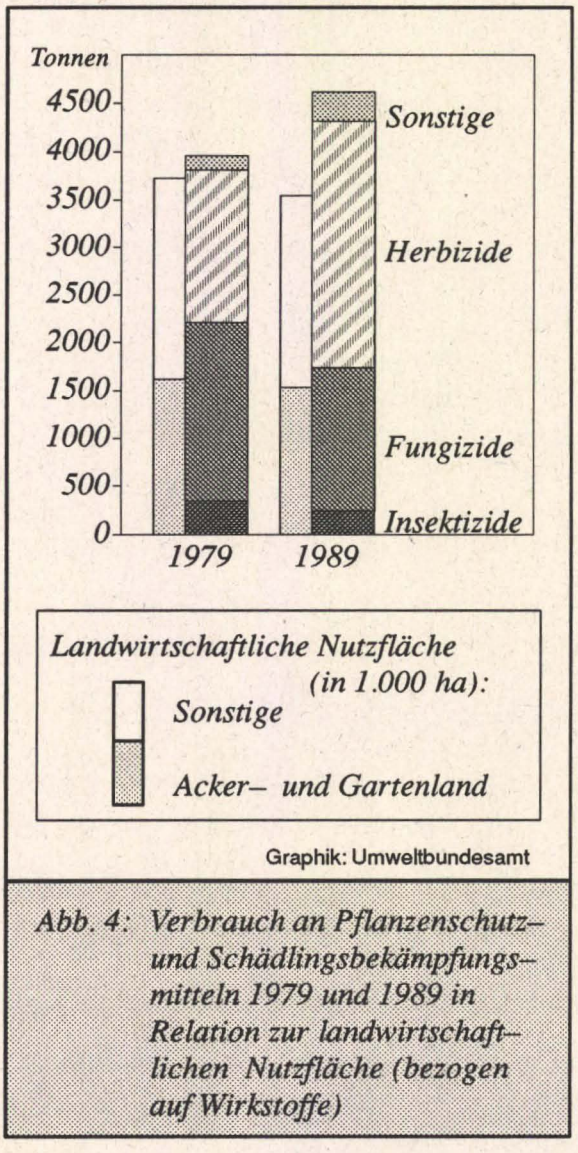


Abb. 4: Verbrauch an Pflanzenschutz– und Schädlingsbekämpfungsmitteln 1979 und 1989 in Relation zur landwirtschaftlichen Nutzfläche (bezogen auf Wirkstoffe)

Geht man davon aus, daß nur 3 % des Gesamtverbrauches im Forst und auf Grünland eingesetzt werden, verbleiben 97 % für eine Fläche von ca. 1,5 Mio. Hektar (Acker– und Gartenland, Weingärten, Obstanlagen und Baumschulen). Das entspricht einer Aufwandmenge von ca. 3 kg Wirkstoff je Hektar. Wenn auch die Aspekte des Umweltschutzes im neuen Pflanzenschutzmittelgesetz, welches mit 1. August 1991 rechtswirksam wird, Berücksichtigung finden, so sei doch darauf hingewiesen, daß beispielsweise das Wissen hinsichtlich der Auswirkungen von Agrochemikalien auf die Bodenlebewesen noch sehr lückenhaft ist.

– Düngemittel

Im Sinne des § 1 (1) des Düngemittelgesetzes (1985) sind Düngemittel Stoffe, die Pflanzennährstoffe enthalten und dazu bestimmt sind, den Pflanzen zugeführt zu werden, um deren Wachstum zu fördern, deren Qualität zu verbessern oder deren Ertrag zu erhöhen.

Die vielerorts intensiv betriebene Landbewirtschaftung kann infolge nicht standort– und bedarfsgerechter Düngung steigende Nitratgehalte im Grundwasser bewirken. Außerdem können die in bestimmten Düngemitteln enthaltenen unerwünschten Begleitstoffe (z.B. Cadmium, Chrom) in den Boden gelangen. Aus diesen Gründen ist bei der Applikation von Mineraldüngern verstärkt darauf zu achten, daß der jährliche Bedarf an Stickstoff in Teilgaben, angepaßt an den Entwicklungszustand und Bedarf der Kulturen sowie die jeweilige Bodenart, verabreicht wird.

In Abb. 5 ist das Reinnährstoffaufkommen an Stickstoff, Phosphor und Kali aus Handelsdünger und wirtschaftseigenem Dünger dargestellt. Anhand der Mengen der eingesetzten Produktionsmittel kommt die Intensität der Bewirtschaftung deutlich zum Ausdruck.

Die höchsten Düngergaben werden in Oberösterreich in den Bezirken Linz, Wels, Ried i. Innkreis, und in Niederösterreich im Bezirk Amstetten verabreicht. In der Steiermark ist der Einsatz an Produktionsmitteln im Südosten (Bezirke Fürstenfeld, Feldbach und Radkersburg) und in Tirol im Bezirk Schwaz besonders hoch.

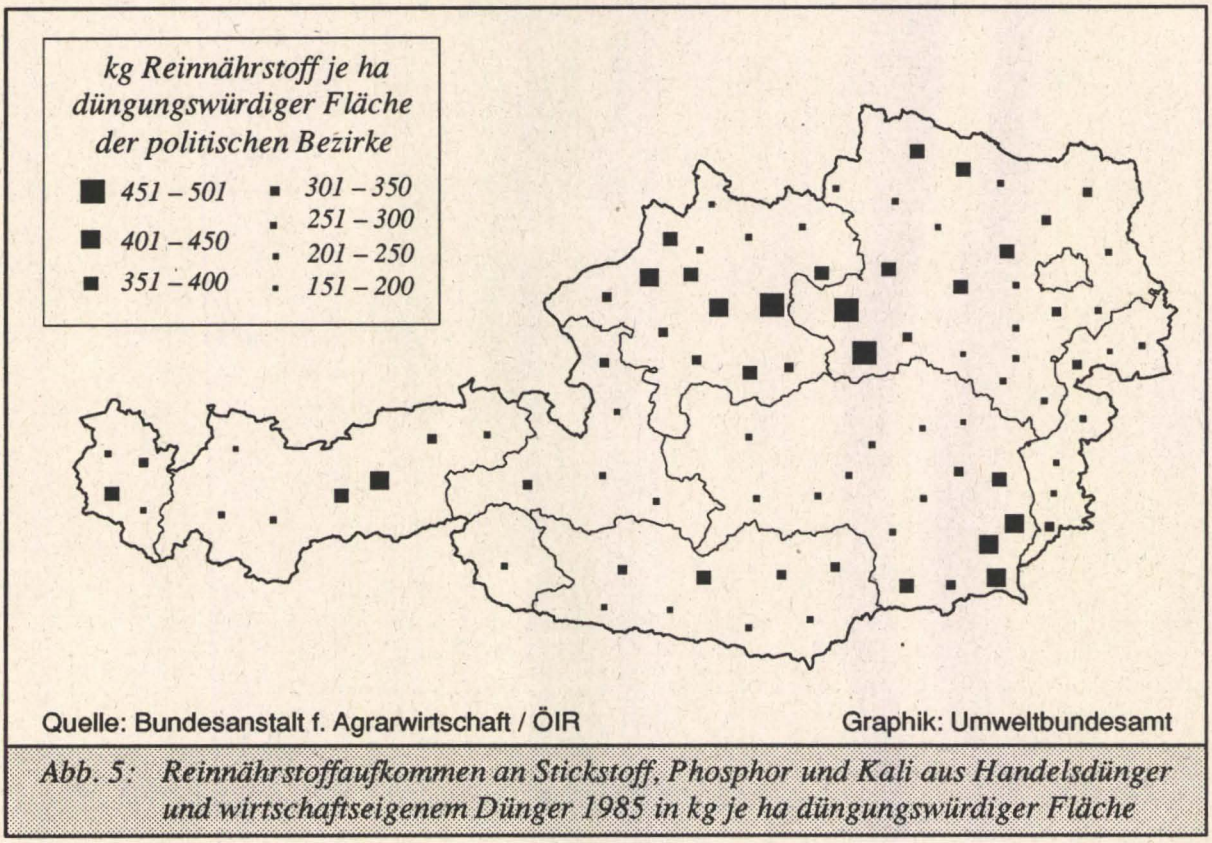


Abb. 5: Reinnährstoffaufkommen an Stickstoff, Phosphor und Kali aus Handelsdünger und wirtschaftseigenem Dünger 1985 in kg je ha düngungswürdiger Fläche

In Gebieten mit verbreiteter Massentierhaltung reichen oft die vorhandenen Flächen bzw. Lagerkapazitäten zur ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen Verwertung der Gülle nicht aus, weshalb es in vielen Fällen zu erheblicher Überdüngung vor allem der hofnahen Flächen kommt. Vornehmlich auf Standorten mit humusarmen und sandigen Böden ist die Verwendung flüssiger Wirtschaftsdünger als problematisch einzuschätzen, da es zu Beeinträchtigungen des Bodengefüges und des Gasaustausches des Bodens kommen kann.

Große Mengen an Gülle verlangen sachgemäße Lagerung in ausreichend dimensionierten Güllegruben, da für die Ausbringung der passende Bedarfszeitpunkt abzuwarten ist. Hinsichtlich Qualität und Anwendung unterscheidet sich Gülle nämlich wesentlich von Stallmist. Gülle ist Mineraldünger sehr ähnlich, d.h. das ökologisch kritischste Element Stickstoff ist in Gülle zu durchschnittlich 50 % sofort pflanzenverfügbar (Abb. 6). Dies hat gebietsweise sowie auf hofnahen Nutzflächen zu übermäßiger Nährstoffanreicherung in den Böden geführt.

Weiters gelangen beispielsweise mit Schweinegülle auch Futtermittelzusätze in den Boden (Kupfer).

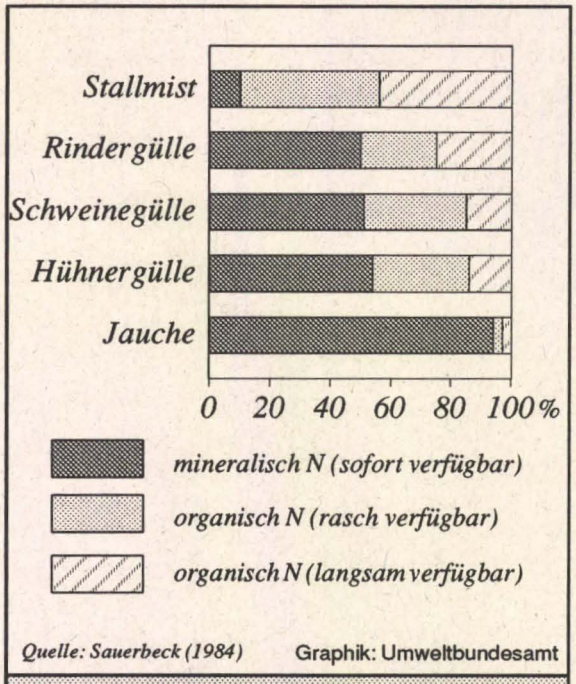


Abb. 6: Planzenverfügbarkeit von Stickstoff (N) in organischen Düngern (in % des gesamten Stickstoffhaushaltes)

Wenn auch in der Steiermark im Rahmen des Steiermärkischen landwirtschaftlichen Bodenschutzgesetzes (1987) eine eigene Gülleverordnung rechtswirksam ist, sollte doch die Gülleausbringung eher nach den klimatischen Gegebenheiten der Anbaugebiete geregelt werden.

– Landtechnik

Die österreichische Landwirtschaft liegt derzeit mit einem Traktorbestand von 13 Traktoren je 100 ha an der Weltspitze der Motorisierung, was sicherlich auf die relativ kleinen landwirtschaftlichen Betriebsgrößen (im Durchschnitt ca. 13 ha) zurückzuführen ist.

Die immer schwerer werdenden Maschinen verursachen häufig Bodenverdichtungen, vor allem wenn die Bearbeitung bei ungünstigen Bodenfeuchtigkeitsverhältnissen erfolgt.

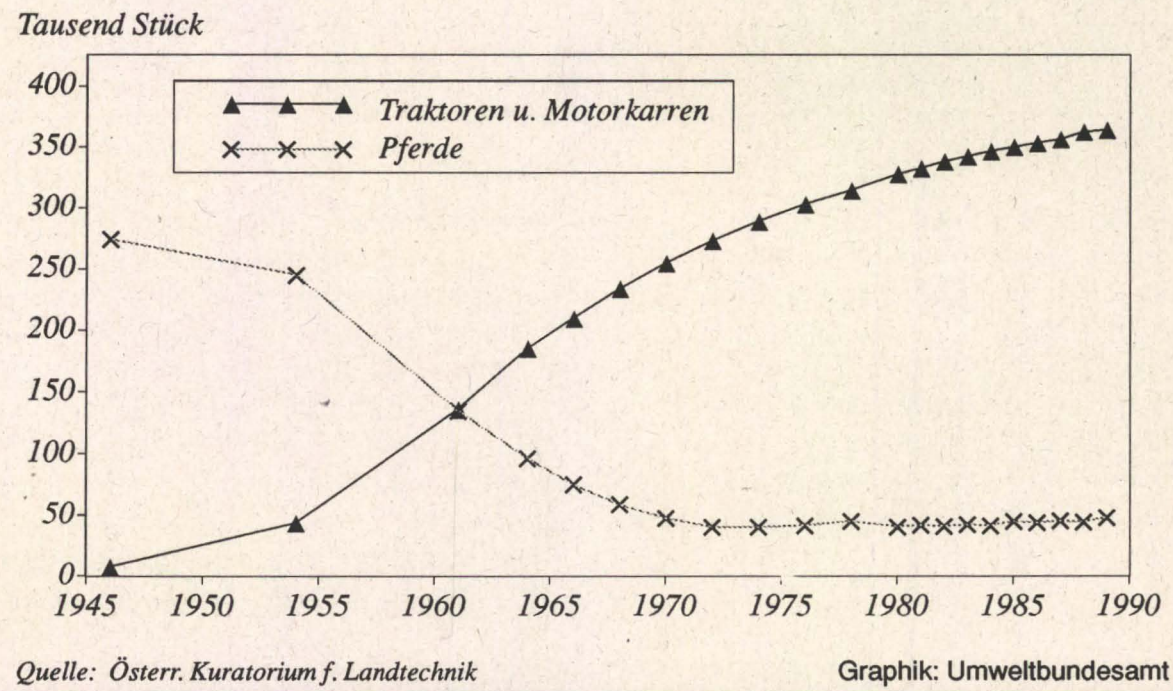


Abb. 7: Entwicklung des Zugtier– und Traktorbestandes in Österreich

Auch die Bewässerung kann Gefährdungen des Bodens zur Folge haben: Bei Einsatz von Großregnern kann es bei fehlender Vegetationsdecke durch die Energie der auftreffenden Tropfen zum Zerschlagen der Bodenkrümel und dadurch zu einer oberflächlichen Verkrustung mit all ihren Folgen kommen.

Viele Jahre erfolgte die Trockenlegung von Böden zur Gewinnung landwirtschaftlich nutzbarer Flächen. Zwischen 1945 und 1981 wurden durchschnittlich 4.600 ha pro Jahr mit Förderungen aus Bundes– und Landesmitteln entwässert. Grundsätzlich ist der Trend heute rückläufig. Die Bedeutung der Vielfältigkeit der Landschaft, der ökologische Wert von Feuchtbiotopen (z.B. Niedermoore, Feucht– und Sumpfwiesen) werden immer stärker erkannt und entsprechende Schutzmaßnahmen ergriffen (s. 1.5).

1.3.2.2 Weitere Gefährdungen

– Luftverunreinigende Emissionen

Luftverunreinigende Emissionen werden von Gewerbe und Industrie, Verkehr, Hausbrand usw. verursacht. Die Entwicklung ist allerdings in den letzten Jahrzehnten bei den einzelnen Schadstoffen unterschiedlich verlaufen (s. 1.1).

Von besonderer Bedeutung für die Bodenbelastung sind Schwefel und Stickstoffoxide. Durch Kohle–, Erdöl– und Erdgasverbrennung werden große Mengen an Schwefeldioxid (SO_2) in die Atmosphäre emittiert, die zu einem beträchtlichen Teil mit den Niederschlägen ausgewaschen werden und an der Bodenversauerung einen wesentlichen Anteil haben. Die Entwicklung der SO_2–Belastung in Österreich ist heute als günstig zu bezeichnen, wurden sie doch im Verlauf eines Jahrzehnts um mehr als zwei Drittel reduziert (s. 1.1.1).

Diese Verbesserung wurde vor allem durch Entschwefelung von Heizölen und Dieselkraftstoff, verstärkte Verwendung von Erdgas, Einbau von Rauchgasreinigungen in Großanlagen, Stillegung oder Reservestellung einiger stark luftverschmutzender Kraftwerke sowie Ausbau der Fernwärmeversorgung bewirkt. Aufgrund verschiedener gesetzlicher Maßnahmen zur Herabsetzung der SO_2–Emissionen wird in Zukunft mit einer weiteren Abnahme zu rechnen sein.

Die Emissionen von Stickstoffoxiden (NO_x), die, wenn sie in den Boden gelangen, ebenfalls dessen Stoffhaushalt beeinträchtigen, sind in den 80er–Jahren im wesentlichen konstant geblieben, da u.a. strengere Abgasnormen im Kfz–Bereich durch ein beständig steigendes Verkehrsaufkommen ausgeglichen wurden (s. 1.1.3).

– Schwermetalle

Schwermetallanreicherungen im Boden können in Abhängigkeit vom Verursacher unterschiedlich ausgeprägt sein:

- *punktuell bzw. bandförmig* in der Umgebung von Industriestandorten und entlang von Straßen (s. 3.3.2 für den Bereich der Tauernautobahn),
- *flächenhaft* durch die Ausbringung von schwermetallhaltigem Klärschlamm, von Handels– und Wirtschaftsdünger und von Pflanzenschutzmitteln, oder
- *großräumig* durch Ferntransport.

Tab. 1: Regelungen für Schwermetallgehalte von Böden (Gesamtgehalte in mg/kg)

	1	2	3	4	5	6	7	8
Arsen	20	–	–	–	20	–	–	–
Cadmium	2	2	3	3	2	2	1	2
Cobalt	50	–	–	–	50	–	–	–
Chrom	100	100	100	100	100	100	100	100
Kupfer	100	100	100	100	100	100	100	100
Quecksilber	2	2	2	2	2	2	1	2
Molybdän	10	–	–	–	30	–	–	–
Nickel	60	60	50	60	60	50	60	60
Blei	100	100	100	100	100	100	100	100
Zink	300	300	300	300	300	300	300	300

Spalte 1: Landwirtschaftlich–chemische Bundesanstalt: Die richtige Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft. 1986
Spalte 2: ÖNORM S 2024: Anwendungsrichtlinie für Müllkompost. 1987
Spalte 3: ÖWWV–Regelblatt 17: Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen. Empfehlungen für Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen. 1984
Spalte 4: Vorarlberg: Klärschlammverordnung LGBl.Nr. 31/1987
Spalte 5: Steiermark: Klärschlammverordnung LGBl.Nr. 89/1987
Spalte 6: Niederösterreich: Klärschlamm– und Müllkompostverordnung LGBl.Nr. 13/1989
Spalte 7: Oberösterreich: Klärschlammverordnung LGBl.Nr. 10/1990
Spalte 8: Österreichisches Lebensmittelbuch, III. Auflage; Richtwerte für Schwermetalle in Böden, die für biologischen Landbau genutzt werden.

– Klärschlamm

Die Verwertung von Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzten Flächen darf nur dann erfolgen, wenn seine Unbedenklichkeit gewährleistet ist. Die Ausbringung auf Waldböden ist aufgrund des Forstgesetzes 1975 i.d.F. 1987 generell untersagt.

Zur Zeit wird der Schwermetallgehalt des Klärschlammes als begrenzender Faktor für die Ausbringung auf landwirtschaftlich genutzte Flächen gesehen. Der Österr. Wasserwirtschaftsverband schätzt die jährlich anfallende Klärschlammenge auf 5,5 Mio. m^3.

In den Bundesländern Niederösterreich, Oberösterreich, Steiermark und Vorarlberg sind die Schwermetallgehalte im Klärschlamm, der in der Landwirtschaft verwendet werden darf, durch Verordnungen geregelt (s. Tab. 2).

Tab. 2: Grenzwerte für Schwermetallgehalte im Klärschlamm (in mg/kg Trockensubstanz laut Klärschlammverordnungen: NÖ, OÖ, Stmk, Vbg)

Schwermetallgehalt mg/kg TS			
Zink	2.000	Cobalt	100
Kupfer	500	Molybdän	20
Chrom	500	Cadmium	10
Blei	500	Quecksilber	10

Klärschlamm kann aber auch organische Schadstoffe enthalten, die aufgrund ihrer Toxizität und Beständigkeit das Bodenleben beeinträchtigen. Bei seiner landwirtschaftlichen Verwendung ist der Nährstoffgehalt der ausgebrachten Klärschlammenge in die Gesamtnährstoffbilanz einzubeziehen, um Überdüngung und deren Folgewirkungen (z.B. Nitratgehalt im Grundwasser!) zu vermeiden.

– Organische Schadstoffe

Die erst in neuerer Zeit entwickelte moderne apparative Analytik ermöglicht es, organische Schadstoffe in den einzelnen Umweltmedien nachzuweisen, weshalb nunmehr auch Böden auf ihren Gehalt an persistenten organischen Verbindungen untersucht werden. Werden diese, wie z.B. bei den polycyclischen aromatischen Verbindungen (PAH) festgestellt wurde, in hohem Maße an Huminstoffe gebunden, werden sie in den obersten Zentimetern des Bodens angereichert und gelangen somit weder in tiefer liegende Schichten noch in das Grundwasser. Untersuchungen haben gezeigt, daß die Art des Bodens für das Vordringen der Substanzen in tiefere Schichten entscheidend ist.

– Radionuklide

Seit dem Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986 ist auch die Umweltradioaktivität Gegenstand von Diskussionen. Das Verhalten von Radionukliden im Boden hängt jedoch vornehmlich von den physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften ab.

Ackerbaulich genutzte Böden erfahren infolge der mechanischen Bearbeitung eine gewisse Durchmischung und somit tritt eine Verdünnung der Belastung ein. Bei Grünland– oder Waldböden ist dies nicht der Fall, weshalb in den oberen Zentimetern durchwegs deutlich höhere Radioaktivitätskonzentrationen nachweisbar sind als in den unteren Schichten (s. 3.7).

1.3.3 Bodenverluste

Die ersten Jahrzehnte nach dem Zweiten Weltkrieg waren durch eine enorme Bautätigkeit geprägt; mehr als die Hälfte des gesamten Wohnungsbestandes Österreichs wurde nach 1945 errichtet. Die Entwicklung in den einzelnen Bundesländern ist allerdings unterschiedlich verlaufen, sodaß von einem West–Ost–Gefälle gesprochen werden kann. In Westösterreich (Vorarlberg, Tirol, Salzburg) war die Zunahme der Zahl der Wohnungen zwischen 1971 und 1981 mit ca. 29 % dreimal so hoch wie in Ostösterreich (Burgenland, Wien, Niederösterreich), wo sie für den gleichen Zeitraum knapp unter 9,5 % lag.

Das Verlegen und die Konzentration der Wirtschaftsaktivitäten in umliegende Gemeinden hat zu sogenannten "Industrieparks" geführt (z.B. Niederösterreich Süd, Graz–West). Auch werden für Einkaufszentren auf der "grünen Wiese" großzügig Flächen ausgewiesen. Die ebenfalls notwendige Infrastruktur (Zufahrtsstraßen, Parkplätze, Ver– und Entsorgung etc.) beansprucht weitere Flächen.

Abgesehen von der quantitativen Boden-inanspruchnahme ergeben sich aus dem künftigen Bedarf an Siedlungsfläche folgende Probleme:

- Verlust an ökologischen Ausgleichsgebieten;
- Verlust landwirtschaftlich genutzter Flächen bzw. von Erholungsflächen, insbesondere in Stadtrandgebieten. Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion auf den verbleibenden Flächen;
- Belastung durch den Abbau von Rohstoffen (z.B. Schotter) und Einbringen von Schadstoffen (Abfälle, Klärschlamm, Auftaumittel);

- Erhöhung der Immissionen als Folge verkehrsbedingter Emissionen;
- Beeinflussung des Stadtklimas und des Wasserhaushaltes.

Die Bewältigung des Problems hinsichtlich des derzeit großzügigen Umgangs mit der endlichen Ressource Boden in bezug auf Umwidmung für außerlandwirtschaftliche Zwecke kann mit Hilfe der Instrumente der Raumplanung bzw. der Flächenwidmungs– und Bebauungsplanung erfolgen. Man ist sich heute des Problems des enormen Baulandüberhanges durchaus bewußt. Die Suche nach gesetzlichen Lösungen, die die ausgewiesenen Bauflächen redimensionieren, wurde bereits eingeleitet. Weiters wurden Maßnahmen ergriffen, die langfristig durch die Möglichkeit der Rückwidmung (z.B. "sanfter Bauzwang") Flächen wieder verfügbar machen.

Einen nicht zu unterschätzenden Bodenverlust stellen auch die Rohstoffgewinnung im Tagebau und die Anlage von Deponien dar. Der Abbau von Massenrohstoffen, vor allem von Sand und Kies, beansprucht große Flächen.

Im Rahmen der Abfallwirtschaft ist die Deponie als Endglied der Entsorgungskette nach weitestgehender Abfallverringerung, Schadstoffentfrachtung, Abfallverwertung u.a. zu sehen. Um den Anforderungen des Boden– und Grundwasserschutzes zu entsprechen, ist eine genaue Kenntnis der hydrogeologischen Situation und der geotechnischen Standorteigenschaften für die Errichtung neuer Deponien unbedingt notwendig.

In den letzten Jahren wurden in Österreich zahlreiche, vielfach ungeordnete Deponien geschlossen und die Flächen vielfach wieder der land– und forstwirtschaftlichen Nutzung zugeführt. Es ist mit Nachdruck zu fordern, daß künftig Ablagerungsflächen – die gefährliche Stoffe enthalten können – in den Flächenwidmungsplänen als Sonderstandorte ausgewiesen werden, da mit oft bedeutenden Verunreinigungen des Bodens und des Grundwassers gerechnet werden muß (s. 1.7.4).

Bodenerosion

Bodenerosion ist in einem topographisch so vielgestaltigen Land wie Österreich ein natürlicher Prozeß. Er wird durch anthropogene Einwirkungen wie landwirtschaftliche Kulturmaßnahmen, Siedlungs– und Straßenbau, Freizeiteinrichtungen (z.B. Schipisten) sowie durch einen nicht entsprechenden Umgang mit dem sensiblen Boden verstärkt. Grundlegende Ursachen der Erosion sind mangelnde Bodenstruktur und offenliegender, ungeschützter Boden. In Österreich wird die erosionsgefährdete Fläche derzeit auf 600.000 – 700.000 ha geschätzt. Die Menge abgetragenen Bodens kann mehr als 80 t/Hektar und Jahr erreichen, was einem jährlichen Bodenverlust von 5 mm pro Hektar und Jahr entspricht. Als Zeitraum für die Neubildung von 5 mm Boden wird jedoch eine Spanne von 250 – 500 Jahren angegeben! Aufgrund dessen können einmal erfolgte Erosionsschäden nur mehr unvollkommen ausgeglichen werden, weshalb dem vorbeugenden Erosionsschutz eine wichtige Aufgabe zukommt (z.B. Vermeidung von langem Offenliegen des Bodens, Umwandlung besonders hängiger Äcker in Grünland, Anbau von Untersaaten, Extensivierung der Bodenbearbeitung).

1.4 Wald

1.4.1 Bedeutung des Waldes in Österreich

Wald hat in Österreich landschaftsprägenden Charakter. 46 % der Landesfläche, das sind 38.570 km^2, sind mit Wald bedeckt. Österreich ist damit das dichtest bewaldete Land Mitteleuropas. Diese Fläche nimmt regional durch natürliche Wiederbewaldung und durch Aufforstungen im Schutzwaldbereich und von landwirtschaftlichen Flächen zu. In Ballungsräumen allerdings nimmt die Waldfläche ab.

Die waldreichsten Gebiete Österreichs befinden sich in jenen Regionen, die für die landwirtschaftliche Nutzung ungünstig sind. Demnach ist der flache und klimatisch begünstigte Osten Österreichs nur sehr gering bewaldet, während der alpine und Mittelgebirgsbereich mit seinen meist steilen Berghängen sehr dicht bewaldet ist. Die im Hochgebirge bereits früh einsetzende intensive Almbewirtschaftung bewirkte eine oftmals erhebliche Senkung der Waldgrenze. Im Zusammenhang mit der andauernden Intensivierung der Erschließung und Siedlungstätigkeit, stellt dieses Faktum im gesamten Alpenraum ein großes Gefahrenpotential, sowohl für den Wald, als auch in weiterer Folge für den Menschen dar.

Herkömmlicherweise wird unter Nutzwirkung allein die Holzproduktion verstanden, während Schutz–, Wohlfahrts– und Erholungswirkungen mangels klarer monetärer Bewertungskriterien als "überwirtschaftliche" Wirkungen bezeichnet werden. Gerade diese Wirkungen sind jedoch für die Volkswirtschaft von grundlegender Bedeutung.

Über weite Teile Österreichs – das immerhin zu zwei Dritteln der Landesfläche Gebirgscharakter hat – sind Menschen, Siedlungs– und Produktionsraum von der Fähigkeit der Wälder abhängig, Schutz vor Elementargefahren, wie Lawinen, Muren und Hochwässer zu gewähren.

Vor allem in den intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten im Osten Österreichs spielen Waldreste oder eigens zu diesem Zweck angelegte Windschutzgürtel eine wesentliche Rolle zur Minderung der Winderosion.

Von großer Bedeutung sind die Wälder auch für die wachsende Zahl erholungsuchender Menschen. Dadurch stellen sie ein wesentliches Element des Fremdenverkehrs dar, eines für Österreich besonders wichtigen Wirtschaftsfaktors.

In zunehmendem Maße gewinnen auch Wohlfahrtswirkungen des Waldes an Bedeutung. So wird die Reinigung des Wassers durch Waldböden angesichts der wachsenden Probleme mit der Verschmutzung des Grundwassers, insbesondere durch die Intensivlandwirtschaft und Deponien, immer wichtiger.

Wälder sind wesentliche Klimaregulatoren. Die Fähigkeit der Wälder, CO_2 zu binden, ist angesichts der steigenden Kohlendioxid–Emissionen und der daraus zu erwartenden Klimaveränderungen (Treibhauseffekt) von herausragender Relevanz.

Von überaus großer Bedeutung sind die Wälder als Lieferant des nachwachsenden Rohstoffes Holz. Knapp 20 Mio. Vorratsfestmeter wachsen jährlich in Österreichs Wäldern zu. Ihnen steht nur ein Einschlag von ca. 15,5 Mio. Vorratsfestmetern gegenüber, also fast ein Viertel weniger. Die großen Reserven ermöglichen den Export von Holzprodukten, der

einen bedeutenden Wirtschaftsfaktor darstellt.

Die von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt durchgeführte Österreichische Forstinventur 1981/85 ergab eine Waldfläche von rund 3.857.000 Hektar, das entspricht einem Anteil von 46,0 % der Fläche des gesamten Bundesgebietes.

Tab. 1: Anteil der Waldflächen in den Bundesländern

Bundesland	Fläche in 1000 Hektar*	% der Landesfläche
Burgenland	126	31,8
Kärnten	564	59,2
Niederösterreich und Wien	744	38,0
Oberösterreich	487	40,6
Salzburg	352	49,2
Steiermark	987	60,2
Tirol	505	39,9
Vorarlberg	93	35,6
Österreich	**3.857**	**46,0**

* = Werte gerundet
Quelle: Österr. Forstinventur 1981/85

Demgegenüber stehen Flächenwerte des österreichischen Waldes von Erhebungen des Bundesamtes für Eich– und Vermessungswesen und des Österreichischen Statistischen Zentralamts mit 3.422.562 ha (1987) bzw. rund 3.191.000 ha (1986). Die unterschiedlichen Werte sind in verschiedenen Erhebungsmethoden begründet.

Das ÖSTAT erfaßt die Waldfläche über die Bodennutzungserhebung; die Erfassungsuntergrenze liegt bei 1 Hektar. Die vom Bundesamt für Eich– und Vermessungswesen herausgegebenen Zahlen basieren auf den im Kataster als Wald definierten Daten. Das Mindestmaß der erhobenen Flächen beträgt hier 0,2 ha. Die von der Forstinventur ausgewiesenen Daten hingegen beruhen auf einer österreichweiten rasterweisen Stichprobeninventur. Diese Werte können als jene betrachtet werden, die die tatsächliche Waldfläche am besten wiedergeben.

Das Prinzip der Nachhaltigkeit in der Waldbewirtschaftung

Das Prinzip der Nachhaltigkeit hat in der Bewirtschaftung der Wälder in Österreich lange Tradition. Bedingt durch die in früheren Jahrhunderten infolge exzessiver Abholzung aufgetretene regionale Verknappung des Rohstoffes Holz und die in der Folge eingetretenen Katastrophenereignisse, wurde die Nutzung der Wälder dem Gedanken der Nachhaltigkeit untergeordnet. Sie wurde im Forstgesetz 1975 als verbindlicher Grundsatz festgeschrieben. Die heute in Österreich übliche Waldbewirtschaftung kann als eine der ökologisch verträglichsten großflächigen Landnutzungsformen gewertet werden. Dennoch gibt es zahlreiche externe (etwa Immissionen) und interne Ursachen (z.B. Fehler der Waldbewirtschaftung), die zu einer Destabilisierung und Gefährdung der Waldökosysteme führen.

1.4.2 Beeinträchtigungen des Waldes durch Luftschadstoffe

Seit Beginn der 80er Jahre sind auch in Österreich die "neuartigen Waldschäden" zu beobachten, eine Komplexkrankheit des Ökosystems Wald, deren maßgebliche Ursache in der Schwächung bzw. direkten Schädigung durch Immissionseinwirkungen liegt.

Zahlreiche Untersuchungen belegen den Einfluß weiträumig verfrachteter Luftschadstoffe als maßgebliche Faktoren für die Schwächung der Wälder. Kohlenwasserstoffe, Schwefeldioxid, Stickstoffoxide und deren Folgeprodukte, v.a.

Ozon wurden als wesentliche Schadstoffe erkannt.

Wälder haben sich über Jahrtausende an eine standortspezifische Verfügbarkeit von Nährstoffen angepaßt. Die derzeit beobachteten hohen atmosphärischen Einträge von Stickstoff führen auch zu einer Veränderung des Verhältnisses der Nährstoffe zueinander. Dies stellt vermutlich einen erheblichen Faktor für die Destabilisierung der Waldökosysteme dar.

Zur Überwachung der in der Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen festgelegten Grenzwerte für Immissionen wurde 1983 das *Bioindikatornetz (BIN)* eingerichtet. Im Zuge der Einrichtung des Waldschaden – Beobachtungssystems im Jahr 1989 wurde das ab 1985 auf rund 1500 Probepunkten installierte Bioindikatornetz auf 1255 Probepunkte reduziert. 316 Punkte liegen im 16x16 km Grundnetz, während die übrigen den länder– bzw. regionenweisen Verdichtungspunkten entsprechen. Rund 95 % der Proben sind der Baumart Fichte entnommen, im sommerwarmen Osten Österreichs wurden auch Weiß– und Schwarzkiefern sowie einige Laubbäume beprobt.

Zur Beurteilung und lagemäßigen Darstellung der Schwefelwerte der zwei untersuchten Nadeljahrgänge der einzelnen Probepunkte werden die Schwefelwerte (Durchschnittswerte der n = 2 Probebäume) des Nadeljahrgangs 1 und 2 zuerst Klassen mit den in Tab. 2a angeführten Grenzen zugeordnet. Die Summe der Klassenwerte (Klassenwert Nadeljahrgang 1 + Klassenwert Nadeljahrgang 2) ergibt die Gesamtklassifikation, wobei die in Tab. 2b angeführten Grenzen der Klassensummen Verwendung finden.

Tab. 2a: Bioindikatornetz (BIN) – Grenzen für die Klassifizierung der Schwefelgehalte der Nadeljahrgänge 1 und 2

Klasse	*Nadel– jahrgang 1*	*Nadel– jahrgang 2*
1	*< 0,081 % S*	*< 0,101 % S*
2	*0,081 – 0,110 % S*	*0,101 – 0,140 % S*
3	*0,111 – 0,150 % S*	*0,141 – 0,190 % S*
4	*> 0,150 % S*	*> 0,190 % S*

Quelle: FBVA

Tab. 2b: Grenzen für die Schwefel–Gesamtklassifikation anhand der Klassensumme der Nadeljahrgänge 1 und 2

Gesamt– klassifikation	*Summe der Klassenwerte der Nadeljahrgänge 1 und 2*
1	*2*
2	*3 und 4*
3	*5 und 6*
4	*7 und 8*

Quelle: FBVA

Die Ergebnisse der Untersuchungen auf den Grundnetzpunkten sind in der *ersten Farbabbildung nach S. 50* dargestellt. Sie gibt in Form der Gesamtklassifikation der Erhebung 1989 Auskunft über regionale Belastungsschwerpunkte.

Als Schwerpunktgebiete der Schwefelimmissionen sind nach den Ergebnissen des Bioindikatornetzes auszuweisen: Teile des östlichen Mühlviertels, das Waldviertel, das Donautal und Bereiche nördlich und südwestlich von Wien, der Raum Eisenstadt – Mattersburg, das Murtal, die Weststeiermark und Gebiete südlich von Leibnitz sowie Unterkärnten. Insbesondere die Gebiete in Niederösterreich und Kärnten sind hier hervorzuheben.

Regionen mit geringeren Schwefelimmissionseinwirkungen sind in Tirol, Salzburg, Oberkärnten und im Grenzgebiet zwischen Niederösterreich, Oberösterreich und der Steiermark vorzufinden. Weiters ist mit Zunahme der Seehöhe eine Abnahme der Schwefelbelastung feststellbar.

Abb. 1 zeigt die Entwicklung der Überschreitungen der in der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen festgelegten Schwefel–Immissionsgrenzwerte auf den Grundnetzpunkten seit 1983 (in %).

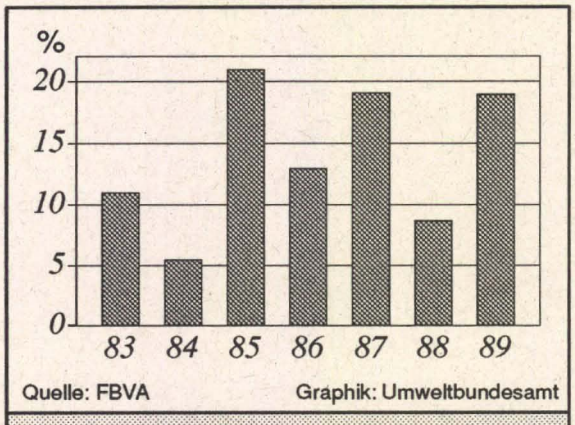


Abb. 1: Überschreitung der Schwefel–immissionsgrenzwerte der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen auf den Grundnetzpunkten des Bioindikatornetzes (in %)

Die Schwankungen der Jahresergebnisse sind zum Teil witterungsbedingt, da die Schwefelanreicherung von der physiologischen Aktivität der Pflanzen abhängt. Demnach ist im Beobachtungszeitraum bundesweit keine dauerhafte Verbesserung der Schwefel–Immissionseinwirkungen festzustellen. Überregional ist für die Schwefelimmissionen der Schadstoffimport maßgeblich.

Diese Tatsache und der Nachweis der synergistischen Wirkung der Immissionen bestätigt die im Kampf gegen die "neuartigen Waldschäden" unbedingte Notwendigkeit einer *drastischen Reduktion der Emission aller Luftschadstoffe*.

Der erhebliche Import von forstschädlichen Luftschadstoffen betont auch die Dringlichkeit der österreichischen Bemühungen um *internationale Übereinkommen zur Reduktion grenzüberschreitender Luftschadstoffe*.

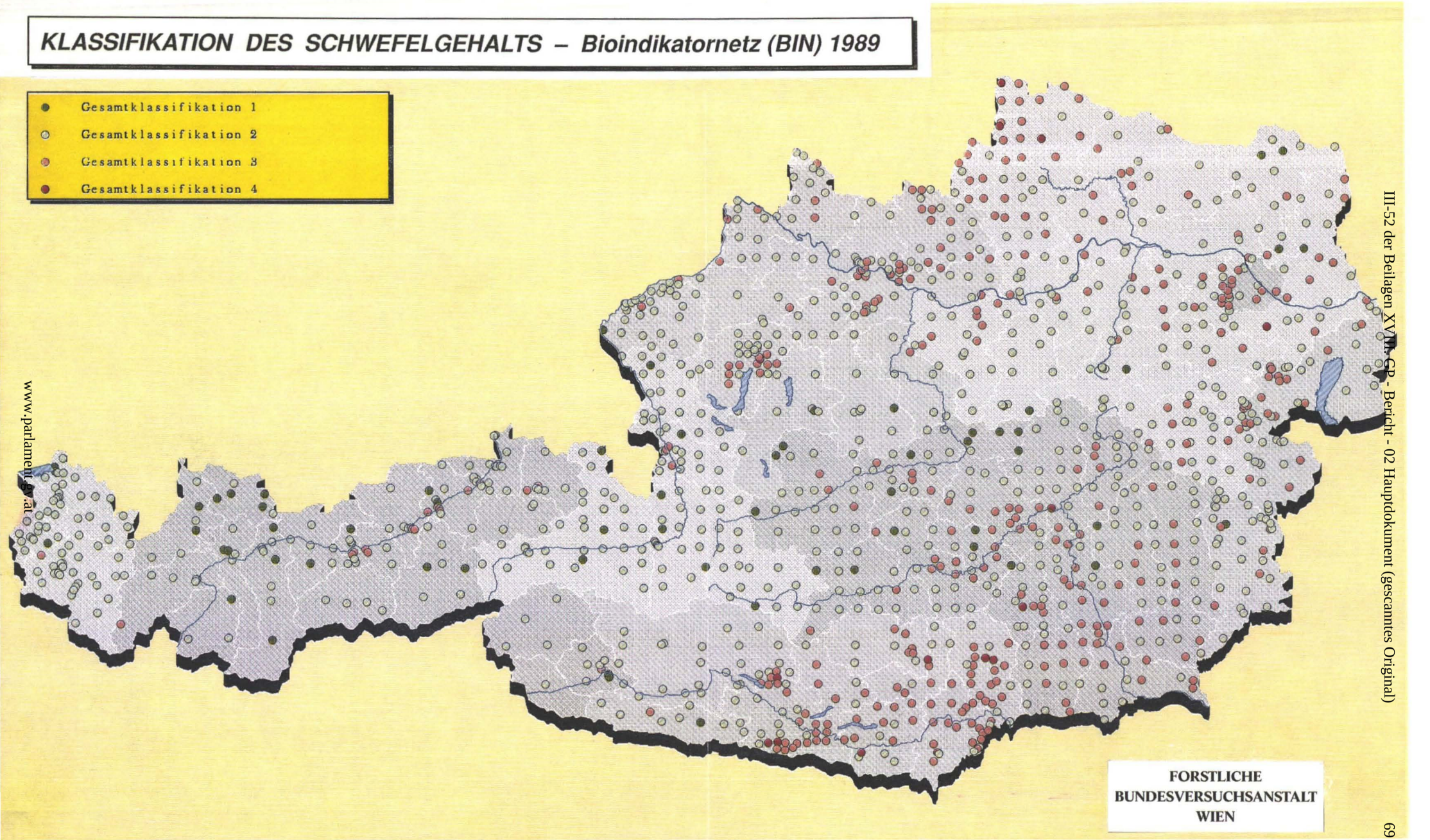
Zur Erfassung und Beobachtung des Waldzustandes und seiner Entwicklung wurde von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt 1985 eine bundesweite *Waldzustandsinventur (WZI)* eingerichtet. Diese wurde 1988 vom *Waldschaden – Beobachtungssystem (WBS)* abgelöst, einer Erhebung, die über die Erfassung des Zustandes der Baumkronen bzw. dessen Veränderungen hinaus auch Informationen über mögliche Ursachen liefern soll. Auf 534 Untersuchungsflächen werden neben Kronenzustand und Waldbodenzustand die Einwirkung von Luftschadstoffen, der Ernährungszustand der Bäume und forstpathologische Daten erhoben.

Kronenzustandserhebungen erfassen alle Arten von Schädigungen und Waldkrankheiten, die sich in Nadel– und Laubverlusten ("Kronenverlichtungen") bzw. Veränderungen der Kronenstruktur zeigen.

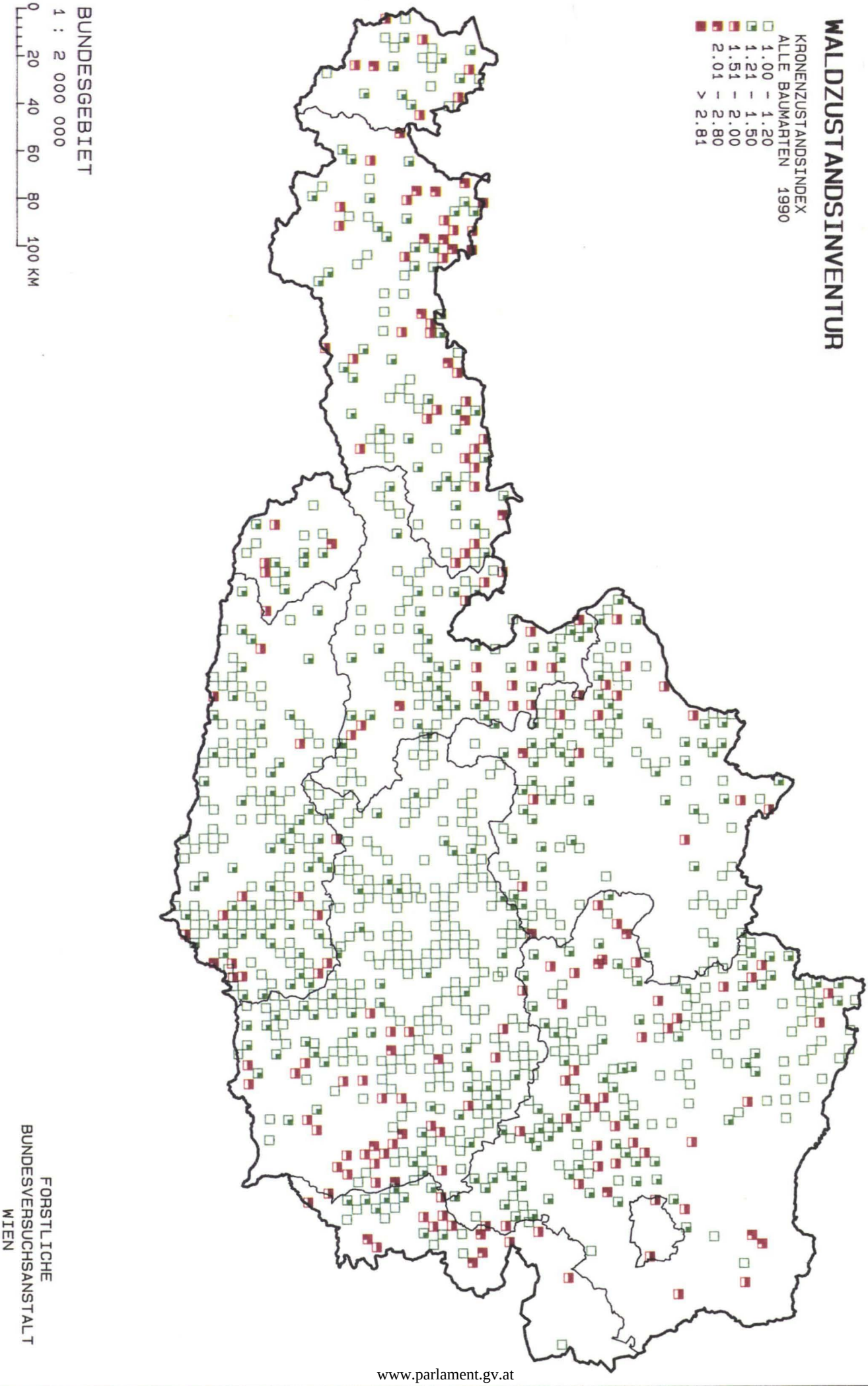
Die Festlegung der Schädigungsgrenzen ist eine Frage der Konvention. Die Ergebnisse verschiedener Erhebungen des Waldzustandes im In– und Ausland sind methodenbedingt verschieden und daher nicht direkt vergleichbar.

Nach den Ergebnissen des WBS wurden rund ein Viertel der Probebäume als "verlichtet" eingestuft; davon 18,9 % mit schwacher, 3,1 % mit mittlerer und 0,7 % mit starker Kronenverlichtung.

KLASSIFIKATION DES SCHWEFELGEHALTS – Bioindikatornetz (BIN) 1989



www.parlament.gv.at


WALDZUSTANDSINVENTUR
KRONENZUSTANDSINDEX
ALLE BAUMARTEN 1990
1.00 - 1.20
1.21 - 1.50
1.51 - 2.00
2.01 - 2.80
> 2.81
BUNDESGEBIET
1 : 2 000 000
0 20 40 60 80 100 KM
FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT WIEN

Tab. 3: Waldschadenbeobachtungssystem (WBS) – Auswertung der Kronenzustands–erhebungen 1990 nach Baumarten

Baumart	Verlichtungsstufen in % 1	2	3	4	5	Anzahl der Probebäume	Mittlerer Verlich–tungsgrad MGV
Fichte	82,2	14,8	2,5	0,4	0,1	4.194	1,21
Tanne	57,3	27,5	9,9	3,8	1,5	131	1,65
Lärche	87,5	12,5	0,0	0,0	0,0	232	1,12
Weißkiefer	63,5	31,5	3,8	1,2	0,4	953	1,44
Buche	71,4	23,1	4,7	0,8	0,0	493	1,35
Eiche	51,4	36,3	6,7	5,6	0,0	179	1,66
Sonstige	–	–	–	–	–	149	–
Alle Baumarten	77,2	18,9	3,1	0,7	0,1	6.331	1,28

Verlichtungsstufen: 1 = keine Verlichtung; 2 = schwache Verlichtung; 3 = mittlere Verlichtung; 4 = starke Verlichtung; 5 = abgestorbene Kronen.

Quelle: FBVA

Der Anteil von 0,1 % an abgestorbenen Bäumen entspricht laut Forstlicher Bundesversuchsanstalt der natürlichen Mortalität. Der *mittlere durchschnittliche Verlichtungsgrad* auf allen Beobachtungsflächen des WBS betrug 1990 1,28.

Im Vergleich der Baumarten weist die Fichte mit 1,21 den niedrigsten, also günstigsten, mittleren Verlichtungsgrad auf, am höchsten liegen die Werte bei der Tanne (1,65) und Eiche (1,66).

Tab. 4: Entwicklung des Zustandes der einzelnen Baumarten und des Gesamtzustandes nach den Erhebungen des Waldschaden–Beobachtungssystems (WBS)

Baumart	Mittlere Verlichtungsgrade 1988	1989	1990
Fichte	1,26	1,24	1,21
Tanne	1,76	1,69	1,65
Lärche	1,36	1,45	1,12
Weißkiefer (Föhre)	1,49	1,42	1,44
Buche	1,46	1,37	1,35
Eiche	1,75	1,68	1,66
Alle Baumarten	1,34	1,31	1,28

Quelle: FBVA

Die Beobachtungsflächen des WBS wurden 1988 eingerichtet. Aus dem Vergleich der jährlich erhobenen Daten kann die Entwicklung des Waldzustandes abgelesen werden.

Die Verbesserung seit 1986 trat im wesentlichen nur bei schwach geschädigten Bäumen ein und ist auf deren Reaktionsvermögen auf günstige klimatische Verhältnisse zurückzuführen. Der Anteil der stark geschädigten Bäume hingegen blieb in etwa gleich.

Die Ergebnisse des WBS erlauben aufgrund der geringeren Stichprobendichte nur Aussagen für das gesamte Bundesgebiet. Landesbezogene Daten über den Waldzustand werden nun von den Bundesländern erhoben. 1989 wurde die WZI in acht (ohne Steiermark), 1990 wieder in allen Bundesländern erhoben.

Tab. 5 gibt die Länderergebnisse der Waldzustandsinventur wieder. Ein Vergleich mit den Daten des Waldschaden – Beobachtungssystems ist aufgrund der unterschiedlichen Befundeinheiten nur bedingt möglich.

Tab. 5: Waldzustandsinventur 1990 – Verteilung der Verlichtungsstufen der Probebäume und mittlere Verlichtungsgrade aller Indikator–Baumarten

Bundesland	Anzahl der Probebäume	Verlichtungsstufen in % 1	2	3	4	5 #	Mittlerer Verlichtungsgrad MGV
Burgenland	2.297 **	60	33	4	1	2	1,50
Kärnten	4.391 *	78	20	2	(0,2)	(0,2)	1,24
Niederösterreich	6.009 *	72	25	2	(0,2)	1	1,32
Oberösterreich	7.893 **	76	22	2	(0,2)	(0,3)	1,26
Salzburg	2.894 *	72	23	4	(0,5)	1	1,34
Steiermark	8.168 *	83	16	1	(0,2)	(0,3)	1,19
Tirol	10.149 **	65	25	8	1	1	1,47
Vorarlberg	2.562 **	67	25	6	1	1	1,43
Wien	540 ***	36	62	2	–	(0,2)	1,65
Bundesgebiet	32.678 *	74,1	22,0	3,0	0,4	0,5 #	1,31

*Anmerkungen: * = Rasterweite 5,66 x 5,66 km ** = Rasterweite 4 x 4 km *** = Rasterweite 2 x 2 km # = seit 1985, also in 5 Jahren abgestorbene Probebäume*

Quelle: FBVA

Die *zweite Farbabbildung nach S. 50* zeigt die auf den eingerichteten 1006 Dauerbeobachtungsflächen der Waldzustandsinventur ermittelten durchschnittlichen Verlichtungsgrade, gegliedert nach Verlichtungskategorien.

Verlichtungskategorien (nach: Forstliche Bundesversuchsanstalt):

A DVG (Durchschnittlicher Verlichtungsgrad) der Bäume auf der Probefläche 1,00 bis 1,50: Keine über das natürliche Maß hinausgehende Kronenverlichtung.

B DVG 1,51 bis 2,00: Im Durchschnitt schwache Verlichtung der Baumkronen.

C DVG 2,01 bis 5,00: Durchschnittliche mittlere bis starke Verlichtung der Baumkronen.

Im Rahmen des Waldschadenbeobachtungssystems wurden 1988 und 1989 auch Bodenproben entnommen (*Waldboden–Zustandsinventur*). Die Ergebnisse der Analysen aus bislang sechs Bundesländern zeigen: Von den untersuchten Waldböden sind 29 % gegen Säureeintrag weitgehend stabil, 16,5 % als indifferent einzustufen. 43 % der Mineralböden weisen mindestens in einer der untersuchten Tiefenstufen pH–Werte unter 3,8 auf. In diesem Bereich können theoretisch Säureschäden an Pflanzenwurzeln auftreten. Es ist allerdings in diesem Zusammenhang darauf hinzuweisen, daß Waldböden mit derartigen pH–Werten auch natürlich vorkommen und sich die darauf stockenden Waldgesellschaften an diese Bedingungen über lange Entwicklungszeiträume bestens angepaßt haben. 12 % der Waldböden wurden als wenig sauer, aber mit einer geringen Elastizität eingestuft. Eine rasche Veränderung des Bodens durch Schadstoffeinträge und damit verbunden eine Schädigung der Vegetation scheinen dabei möglich.

Ein beachtenswertes Ergebnis brachten die Bleiuntersuchungen. "Die Obergrenze für Normalgehalte" von 50 ppm Blei wird in 42 % der Böden zumindest in einer der erhobenen Tiefenstufen und der "Richtwert für Bleibelastung" von 100 ppm Blei in 11% überschritten. Der höchste gemessene Wert betrug 656 ppm

Blei, Sonderuntersuchungen im Umfeld von Blei– und Zinkhütten ergaben jedoch auch Bleigehalte von 10.000 ppm und mehr!

Die im Wald– und Mühlviertel erhobenen Bleigehalte im Unterboden waren von allen Regionen am geringsten. Überraschend ist allerdings, daß gerade hier der durchschnittliche Bleigehalt im Auflagehumus bei 92 ppm, oft auch über 100 ppm liegt. Seitens der Forstlichen Bundesversuchsanstalt wird der Einfluß von Immissionen als eine sehr wahrscheinliche Ursache angegeben.

1.4.3 Schädigungen durch Wild und Waldweide

Die Wilddichte hat nach dem 2. Weltkrieg durch Aufhege, Wildfütterung, trophäenorientierte Jagd und das Fehlen der natürlichen Feinde übermäßig stark zugenommen. Zersplitterung der Lebensräume und Beunruhigung des Wildes durch Tourismus, Verkehr, Zersiedelung und forstliche Eingriffe führen zu erhöhtem Wildwechsel und Äsungsbedarf und Wildkonzentrationen auf kleinen Flächen.

Verbißschäden

Der Verbiß der grünen Triebe von kleinen Bäumchen und Bäumen führt zu deren reduziertem Wachstumsvermögen bis zum Absterben und zur Verhinderung der Waldverjüngung.

Aus den bezirksweisen Meldungen der Organe des Forstdienstes über die Situation und Tendenzen der Wildschäden geht hervor:

Eine den ökologischen Erfordernissen entsprechende Waldverjüngung ist auf drei Viertel der Waldgebiete Österreichs ohne Schutzmaßnahmen gegen Verbiß nicht möglich. Lediglich auf einem Viertel der Waldgebiete stehen Wald und Wild in einem ökologischen Verhältnis, das den Aufwuchs der dort erforderlichen Mischbaumarten im notwendigen Ausmaß gestattet. Auf über einem Viertel der Waldgebiete ist eine Verjüngung mit standorttauglichen Baumarten innerhalb der im Forstgesetz geforderten Frist ohne entsprechende Schutzmaßnahmen nicht möglich. Die Situation ist naturgemäß regional und lokal sehr unterschiedlich und durch verschiedene Ursachen bedingt.

Schälschäden

Das Abschälen der Rinde junger Bäume bedingt den Eintritt von Pilzen und insgesamt eine Erhöhung der Disposition gegenüber anderen biotischen und abiotischen Einflüssen.

Extreme Schälschäden (mehr als ein Drittel der Stämme im Stangenholz geschält) wurden in 7,5 %, vereinzelte Schälschäden in 15 % der Waldgebiete festgestellt, 77,5 % sind frei von Schälschäden. Überwiegend ist die Tendenz der Schälschäden abnehmend, im Burgenland und in einzelnen Bezirken Salzburgs, der Steiermark und Tirols hingegen ist sie steigend. (Näheres zur Situation in den Bundesländern siehe "Jahresbericht über die Forstwirtschaft 1989").

In 491 Fällen wurden 1989 von Organen des Forstdienstes entsprechend § 16 Abs. 5 des Forstgesetzes infolge einer flächenhaften Gefährdung durch jagdbare Tiere (*Waldverwüstung durch Wild*) Gutachten über Ursachen, Art und Ausmaß der Gefährdung an die Jagdbehörde erstattet.

Waldweide

Weidevieh verursacht im wesentlichen Trittschäden, die zu Bodenverdichtung und zu Wurzelverletzungen bei Bäumen führen, aber auch Verbißschäden. Sie sind im wesentlichen auf die Bundesländer Salzburg, Tirol, Vorarlberg und Kärnten sowie auf einzelne Bezirke im Bereich der Voralpen Niederösterreichs und Oberösterreichs und in der Steiermark beschränkt. Hervorzuheben ist dabei, daß der Schutzwald in der Regel stärker betroffen ist. Gemessen am Verbiß durch Wild ist der Schaden durch Weidevieh zwar üblicherweise gering (in den stark durch Waldweide belasteten Ländern Vorarlberg und Salzburg durchschnittlich 7 % bzw. 18 % im Wirtschaftswald, 16 % bzw. 20 % im Schutzwald), in einzelnen Bezirken wird er allerdings auf bis zu 40 % geschätzt (s. auch Tab. 6).

1.4.4 Sonstige Beeinträchtigungen

Zu der Reihe von Faktoren, die Schäden großen Ausmaßes verursachen, zählen in besonderem Maß Witterungsverhältnisse (s. Tab. 6).

Tab. 6: Waldschäden 1989

Schädigungsursache	*Geschädigte Fläche (ha)*	*Holzanfall (Efm)*
Sturm	*63.124*	*1.105.000*
Schnee und Rauhreif	*34.285*	*392.000*
Lawinen, Rutschungen	*99*	*13.500*
Sonstige abiotische Schäden	*44.605*	*62.000*
Pflanzen- u. Pilzschäden	*251.897*	*342.000*
Insektenschäden:		
Borkenkäfer	*72.330*	*288.000*
Rüsselkäfer	*5.903*	
Blattwespen	*29.334*	
Andere Insekten	*79.704*	*8.800*
Wildschäden:		
Verbiß- u. Fegeschäden	*153.000*	
Schälschäden	*30.131*	*23.000*
Weidevieh	*65.510*	

Quelle: BMLF

Sturmschäden

Im "Jahresbericht über die Forstwirtschaft" des BMLF wird für 1989 ein Ausmaß von 63.124 ha Waldfläche angegeben, die durch Stürme geschädigt wurde. Der Schadholzanfall betrug rund 1,1 Mio. Erntefestmeter ohne Rinde (Efm). Der Orkan "Wiebke" verursachte Ende Februar bzw. Anfang März 1990 einen Schadholzanfall von ca. 6,7 Mio. Efm; zusammen mit anderen Schadholzaufarbeitungen fielen 8,2 Mio. Efm an.

Eine wesentliche Ursache für die erhöhte Anfälligkeit gegenüber Witterungsextremen, aber auch gegen Schädlingsbefall wird von zahlreichen Forstfachleuten in der regionalen Entmischung der Wälder gesehen. Diese ist einerseits eine Folge des Ausfalls der Mischbaumarten durch den Wildverbiß, andererseits aber auch durch die langfristig einseitige Förderung der oft nicht standortgerechten Baumart Fichte durch die Forstwirtschaft selbst bedingt. Damit verbunden ist eine Destabilisierung der Waldökosysteme.

Schäden bei der Holzernte

Auch die Holzernte verursacht Waldschäden, sowohl bei der Fällung als auch bei der Holzrückung (Transport des Holzes zur Forststraße). Diese führt zum Teil unausweichlich, zum Teil aus mangelnder Sorgfalt neben Bodenschäden zu Rindenverletzungen an stehenden Bäumen, die die Anfälligkeit gegenüber anderen Schadeinflüssen (z.B. Schädlingsbefall) erheblich erhöhen. Die "Rückeschäden" betreffen – gemeinsam mit anderen im Zuge der Holzernte erfolgten Schäden – nach Ergebnissen

der Forstinventur 1981/85 241 Mio. Bäume, d.s. 13,4 % aller Bäume.

Waldverwüstung (§ 16 Abs. 2 Forstgesetz 1975)

Eine Waldverwüstung gem. § 16 Abs. 2 Forstgesetz 1975 i.d.g.F. liegt vor, wenn durch Handlungen oder Unterlassungen

(a) die Produktionskraft des Waldbodens wesentlich geschwächt oder gänzlich vernichtet,

(b) der Waldboden einer offenbaren Rutsch– oder Abtragungsgefahr ausgesetzt,

(c) die rechtzeitige Wiederbewaldung unmöglich gemacht oder

(d) der Bewuchs offenbar einer flächenhaften Gefährdung, insbesondere durch Wind, Schnee, wildlebende Tiere mit Ausnahme der jagdbaren, unsachgemäße Düngung, Immissionen aller Art, ausgenommen solche gemäß § 47 (z.B. Schwefel, Chlor, Fluor), ausgesetzt wird oder Abfall (wie Müll, Gerümpel, Klärschlamm) abgelagert wird.

Waldverwüstung gemäß § 16 Abs. 2 FG 1975 i.d.g.F. wurde 1989 in 162 Fällen angezeigt. Der überwiegende Teil entfällt dabei auf die Ablagerung von Abfall. Die betroffene Fläche von 49,3 ha ist gemessen am Ausmaß der Waldverwüstung durch Wild gering.

1.4.5 Situation der Wälder mit Schutzwirkung

Österreich weist nach Erhebungen auf Basis der Waldentwicklungspläne (kartografische und textliche Darstellungen der forstlichen Raumplanung) eine Fläche von 1,31 Millionen ha Wald mit Schutzwirkung auf. Dies entspricht rund einem Drittel der österreichischen Gesamtwaldfläche. Von diesen Flächen sind drei Viertel sanierungsbedürftig, nur ein Viertel kann die volle Schutzwirkung erbringen. Bei knapp 50 % der sanierungsbedürftigen Wälder mit Schutzwirkung (rund 480.000 ha) ist eine sofortige Inangriffnahme der Sanierung notwendig. Die Waldschadensinventuren zeigen, daß gerade diese Wälder einen besonders schlechten Zustand aufweisen. So sind beispielsweise 42 % der Schutzwälder in Tirol geschädigt. Im Vergleich zum Wirtschaftswald ist zudem ein konzentriertes Auftreten von mittleren und starken Schäden im sensiblen Schutzwaldbereich festzustellen.

Als Ursachen dafür werden Luftschadstoffe, aber auch die gerade in diesen Wäldern oftmals extremen Schäden durch überhöhte Wildstände angesehen. Dazu kommen Schäden durch Waldweide und die aufgrund der Lage naturgegebenen Schadeinflüsse wie etwa Steinschlag und Schneeschub.

Zur Sanierung der Wälder mit Schutzwirkung sind derzeit nach Angaben des Bundesministeriums für Land– und Forstwirtschaft 538 Projekte auf einer Fläche von rund 35.000 ha mit einem Gesamtvolumen von 1,7 Mrd. Schilling in Bearbeitung. Bei weiterem Fortschreiten der Waldschäden wird ein drastisches Intensivieren der Sanierung unausweichlich sein.

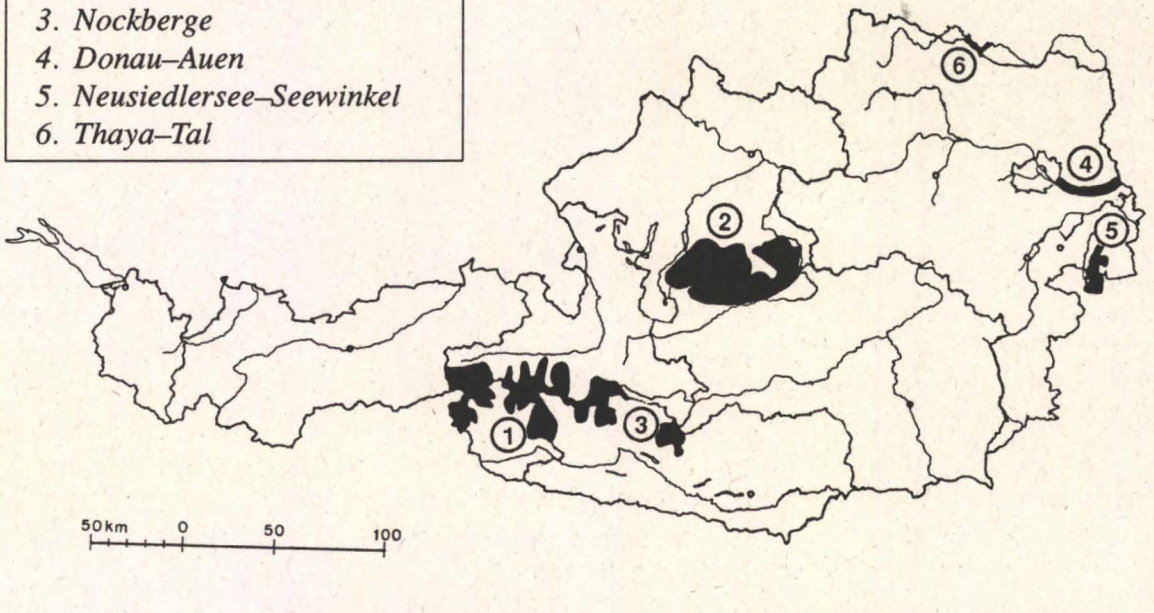
1.5 Natur und Landschaft

1.5.1 Nationalparks

"Nationalpark" ist eine weltweit gebräuchliche Schutzkategorie für Naturlandschaften von internationaler Bedeutung. Schon 1872 wurde in den USA der erste Nationalpark zur Bewahrung der einmaligen Naturlandschaft des Yellowstone–Gebietes geschaffen. Heute gibt es weltweit über 2000 als Nationalpark geschützte Gebiete, davon mehr als 200 in Europa.

Die Schutzziele haben sich seit der Schaffung des Yellowstone–Nationalparks nicht grundsätzlich verändert. Eine international anerkannte Definition der Ziele und Schutzinhalte wurde von der IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) erarbeitet. Ein Nationalpark ist demgemäß ein größeres Gebiet mit außergewöhnlicher landschaftlicher Schönheit, das nicht wesentlich durch menschlichen Einfluß verändert wurde und von besonderer Bedeutung für die Wissenschaft ist. Weiters muß das Gebiet für Besucher zugänglich sein, und es muß durch entsprechende Maßnahmen der obersten zuständigen Behörde die Erhaltung des Gebietes sichergestellt sein.

In Österreich konnten im Jahr 1990 entscheidende Schritte zur Schaffung von Nationalparks gesetzt werden. Eine Voraussetzung dafür war die Bereitstellung von Förderungsmitteln durch das Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie.



Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 1: Nationalparks in Österreich (bestehend oder in Vorbereitung bzw. in Vorschlag)

Der **Nationalpark Hohe Tauern** (Ktn, Sbg, T) ist ein besonders eindrucksvolles hochalpines Gebiet, dessen Fels– und Eisregion die letzte großflächige Naturlandschaft Österreichs darstellt. Das Nationalparkgebiet umfaßte zum Zeitpunkt 1.1.1991 ein Gebiet von rd. 1.045 km² in den Bundesländern Kärnten (rd. 370 km²) und Salzburg (rd. 800 km²). Derzeit sind intensive Bemühungen im Gange, auch den Tiroler Anteil am Nationalpark durch entsprechende gesetzliche Regelungen zu fixieren.

Ebenfalls im Alpenraum gelegen ist der projektierte **Nationalpark Kalkalpen** (OÖ, Stmk). Das am oberösterreichisch–steiermärkischen Alpennordrand gelegene Gebiet schließt die Gebirgszüge Totes Gebirge, Sengsengebirge und Hintergebirge ein und zeichnet sich neben seinem Artenreichtum im Bereich der Tier– und Pflanzenwelt vor allem durch seine Unerschlossenheit und Natürlichkeit aus. Dieses 1990 beschlossene Nationalparkprojekt befindet sich nun im Stadium erster Planungsarbeiten; die projektierte Fläche beträgt 1.300 km².

Der **Nationalpark Nockberge** (Ktn) umfaßt ein Gebiet traditionell bewirtschafteter Kulturlandschaft von etwa 200 km², das als solches höchst erhaltenswert ist, allerdings nicht den internationalen Kriterien für einen Nationalpark entspricht.

Der östlich von Wien geplante **Nationalpark Donau–Auen** (NÖ, W) umfaßt mit der größten geschlossenen Aulandschaft Mitteleuropas ökologisch besonders schützenswerte Gebiete. Das Planungsgebiet weist eine Fläche von 80 km² auf. Die 1990 begonnene, von den betroffenen Bundesländern Wien und Niederösterreich und dem Bund getragene Planungsphase, soll 1993 abgeschlossen werden.

Der **Nationalpark Neusiedlersee–Seewinkel** (Bgld, Ungarn) stellt insofern eine Besonderheit dar, als er grenzüberschreitend auf österreichischem und ungarischem Staatsgebiet errichtet wird. Neben seiner Naturschutzfunktion – Bewahrung der Steppenlandschaft und eines der größten Vogelreservate Mitteleuropas – ist er auch als völkerverbindendes Element zwischen Österreich und seinem östlichen Nachbarn von Bedeutung. Das Nationalparkgebiet wird eine Fläche von 140 km², davon 74 km² auf österreichischer und 66 km² auf ungarischer Seite, umfassen. Hinzu kommt noch ein Nationalparkumfeld, das das Gebiet der Natur– und Bewahrungszonen umschließen wird.

Der projektierte **Nationalpark Thayatal** (NÖ, CSFR) soll ebenfalls grenzüberschreitend verwirklicht werden. Der österreichische Anteil eines der letzten naturnahen Flußtäler mit vielfältigen Vegetationstypen und für den Norden Österreichs einzigartigen Pflanzenvorkommen, umfaßt eine Fläche von ca. 7 km². Vor weiteren Planungsschritten wurde eine Machbarkeitsstudie in Auftrag gegeben.

Bei den erwähnten Projekten (mit Ausnahme der Nockberge) werden Bemühungen zur Errichtung gemeinsam von Bund und Ländern getragen. Da Naturschutz in Landeskompetenz liegt, wird im Falle einer definitiven Bundesbeteiligung in der Regel ein Vertrag gemäß Art. 15 a der Österreichischen Bundesverfassung zwischem dem Bund und den beteiligten Ländern für Planung und Errichtung abgeschlossen. Die Bereitstellung öffentlicher Mittel dient u.a. der Finanzierung der notwendigen Planungsarbeiten, der Nutzungsentschädigung, der Pacht wertvoller Gebiete sowie der Informations– und Öffentlichkeitsarbeit.

Ein sehr wichtiger Aspekt ist die internationale Anerkennung der Nationalparks durch die IUCN, die in Fragen des internationalen Naturschutzes als oberste

wissenschaftliche Autorität anerkannt wird.

Unter Bedachtnahme auf diese Richtlinien wurde bisher noch kein Nationalpark in Österreich in die Kategorie II (Liste der international anerkannten Nationalparks) aufgenommen. In den genannten Gebieten (mit Ausnahme der Nockberge) scheint die internationale Anerkennung jedoch realisierbar, bzw. wird deren Nationalparkwürdigkeit noch geprüft.

1.5.2 Naturschutzrechtlich geschützte Gebiete

In den Schutzgebieten Österreichs sind entsprechend den einzelnen Schutzkategorien unterschiedliche Ziele vorgegeben. Die im folgenden verwendeten Daten der Schutzgebiete (Gebietsanzahl, Flächengröße, Biotoptyp) wurden dem Schutzgebietskataster des Umweltbundesamtes entnommen (s. 4.1.3 u. *Farbabbildung nach S. 66).*

Die strengste Schutzkategorie stellt das *Naturschutzgebiet* dar. Ziel ist der Schutz und die Erhaltung natürlicher und naturnaher Ökosysteme bzw. Ökosystemkomplexe als Lebensraum gefährdeter Tier– und Pflanzenarten. Nutzungen, die dem Schutzziel widersprechen (z.B. Jagd, Land– und Forstwirtschaft), können per Verordnung untersagt oder zumindest eingeschränkt werden. Die Naturschutzgebiete umfassen mit Stand vom 1.1.1991 eine Fläche von mehr als 3.750 km² oder fast 4,5 % der Gesamtfläche Österreichs.

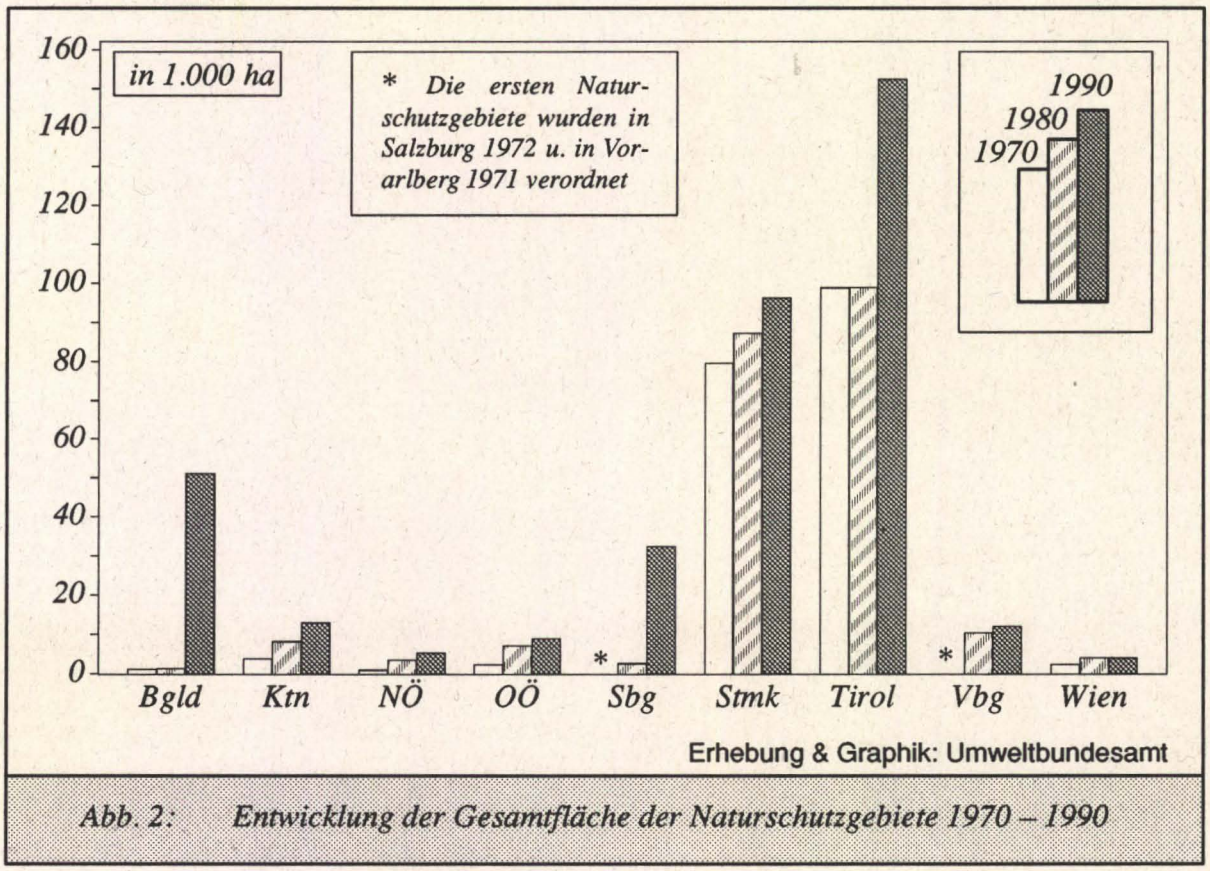


Abb. 2: Entwicklung der Gesamtfläche der Naturschutzgebiete 1970 – 1990

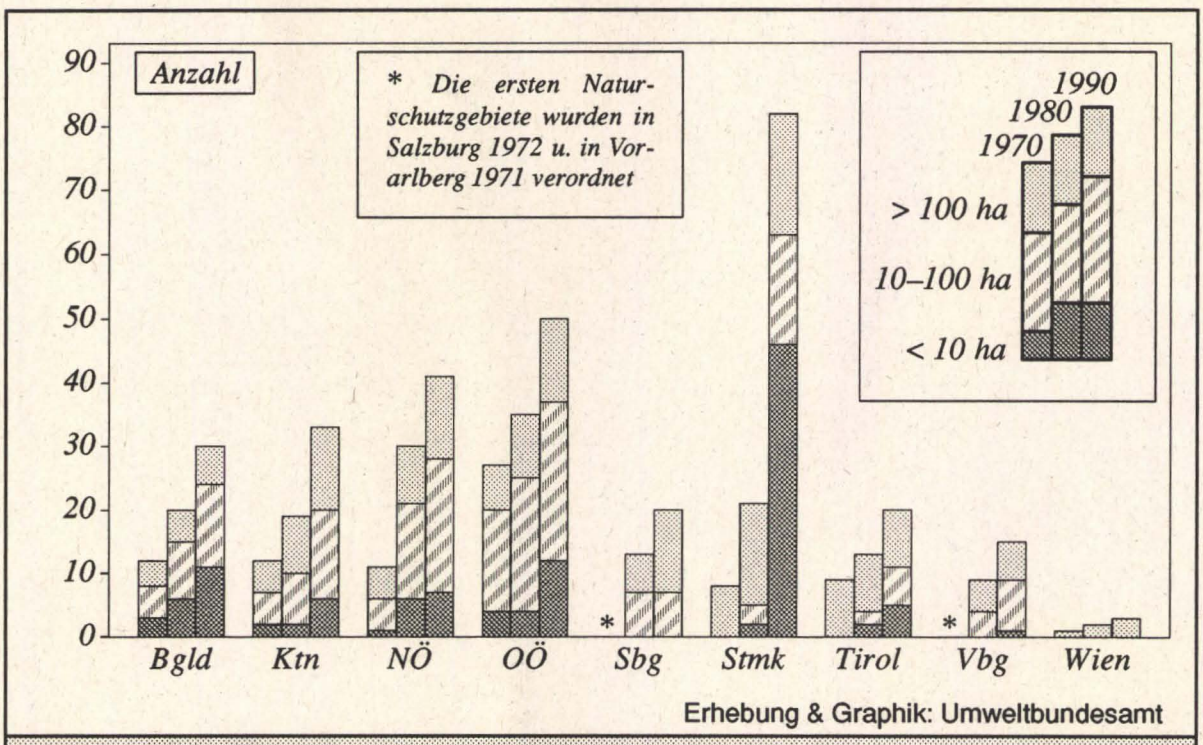


Abb. 3: Entwicklung der Anzahl der Naturschutzgebiete 1970 – 1990

Die Gesamtfläche sowie die Anzahl der Naturschutzgebiete sind in den Jahren 1970 bis 1990 in allen Bundesländern, wenn auch in unterschiedlichem Ausmaß, gestiegen. Ein Vergleich der als Naturschutzgebiet ausgewiesenen Flächen in den einzelnen Bundesländern ist aber nur unter Berücksichtigung der Größenunterschiede der Länder sowie der verschiedenen naturräumlichen Voraussetzungen sinnvoll. In Bundesländern mit einem hohen Anteil an den Alpen sind die Bedingungen für die Ausweisung eines Naturschutzgebietes (ursprüngliche natürliche bzw. naturnahe Ökosysteme) eher gegeben, da der alpine und hochalpine Raum eine geringe Besiedlungsdichte aufweist bzw. unbesiedelt ist, folglich eine weniger intensive Nutzung stattfindet.

Um eine Übersicht zu erlangen, welche Ökosysteme durch die Verordnung eines Naturschutzgebietes de jure unter Schutz gestellt worden sind, erfolgte eine Einteilung der Naturschutzgebiete nach Biotoptypen. Die Zuordnung eines Gebietes zu einem Biotoptyp wurde einerseits aufgrund der räumlichen Lage (z.B. Alpines Ökosystem) oder aber aufgrund des in dem jeweiligen Naturschutzgebiet flächenmäßig überwiegenden Lebensraumes vorgenommen.

Da Österreich ein Gebirgsland ist, ist der Anteil des Biotoptyps Alpines Ökosystem an der Gesamtfläche der Naturschutzgebiete naturgemäß am höchsten. Die einzelnen Biotoptypen (Alpines Ökosystem, Wald, Kulturlandschaft, Flußlandschaft, Stillgewässer, Moorlandschaft, geomorphologisch bedeutsamer Landschaftsteil, Trockenstandort) sind entsprechend den naturräumlichen Unterschieden in den Bundesländern verschieden stark vertreten. Die weitere Unterschutzstellung besonders gefährdeter Biotoptypen, wie Moore oder Trockenstandorte wäre daher besonders wünschenswert.

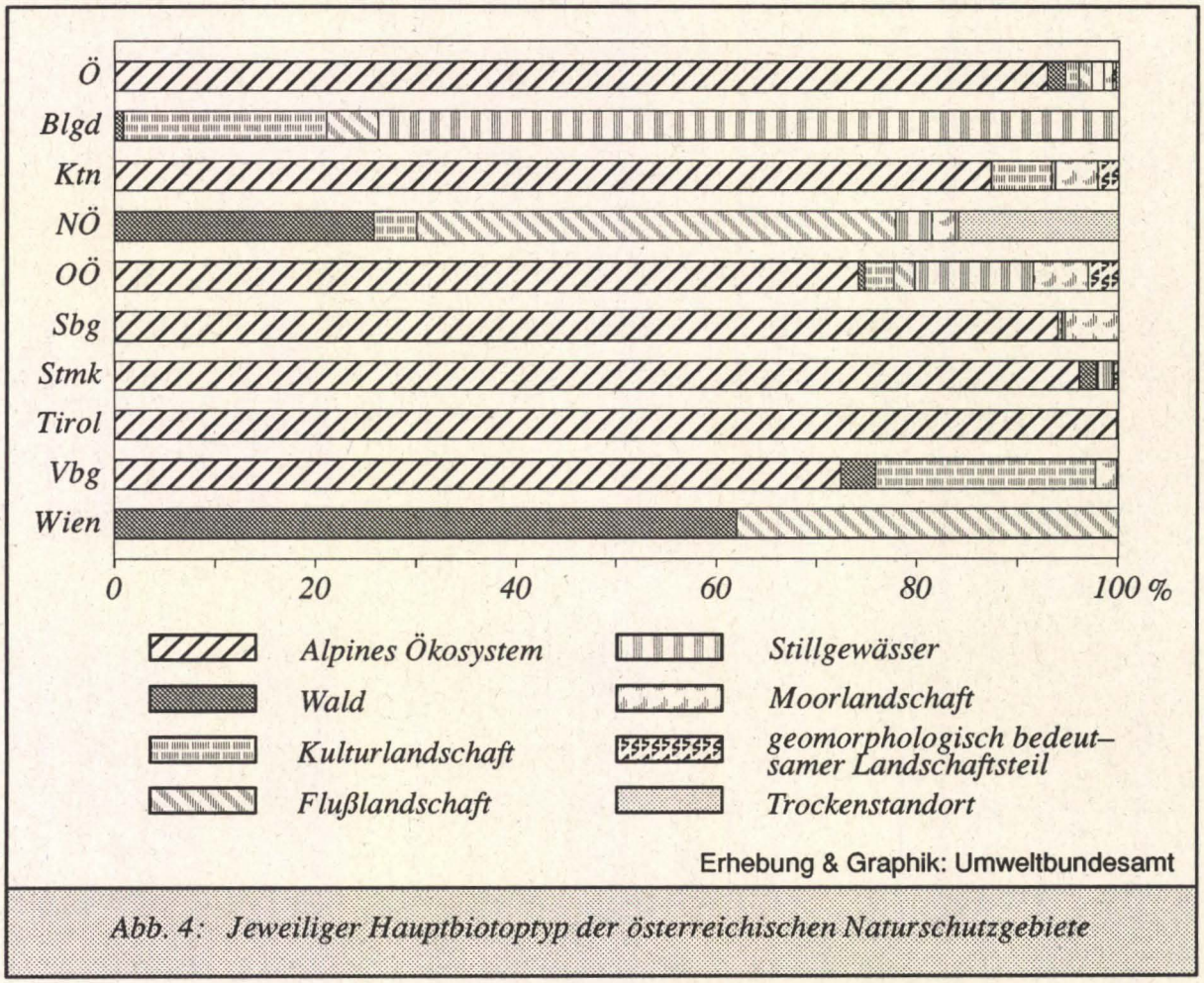


Abb. 4: Jeweiliger Hauptbiotoptyp der österreichischen Naturschutzgebiete

Landschaftsschutzgebiete sind Teile der Landschaft, die sich durch außerordentliche Schönheit und besonderen Erholungswert auszeichnen. Es sind in der Regel Kulturlandschaften, in denen der Mensch als Gestalter erhalten bleiben soll. Land– und Forstwirtschaft sind im bisherigen Ausmaß erlaubt, bauliche Maßnahmen sowie andere Nutzungen bedürfen einer behördlichen Bewilligung. Mit Stand vom 1.1.1991 sind mehr als 13.500 km^2 oder 16,2 % der Gesamtfläche Österreichs als Landschaftsschutzgebiete ausgewiesen. Auch die Gesamtfläche und die Anzahl der Landschaftsschutzgebiete sind in den Jahren 1970 bis 1990 gestiegen. Vor allem Niederösterreich und Steiermark haben weite Teile ihrer Landesfläche unter Schutz gestellt.

Pflanzenschutzgebiete sind Gebiete zum Schutz seltener und in ihrem Bestand bedrohter Pflanzen. Verboten ist u.a. die Zerstörung der Flächen, das Ausreißen, Ausgraben oder Abschneiden von Pflanzen oder Pflanzenteilen. Schutz– und Erhaltungsmaßnahmen müssen vom Grundeigentümer geduldet werden.

Naturparks sind Gebiete, die sich wegen ihrer landschaftlichen Voraussetzungen besonders für die Erholung oder für die Vermittlung von Wissen über die Natur eignen. Naturparks sind oft ident mit (Teil–)Gebieten anderer Schutzkategorien (Naturschutzgebiet, Landschaftsschutzgebiet). Die Gebiete sind mit den entsprechenden Erholungseinrichtungen auszustatten.

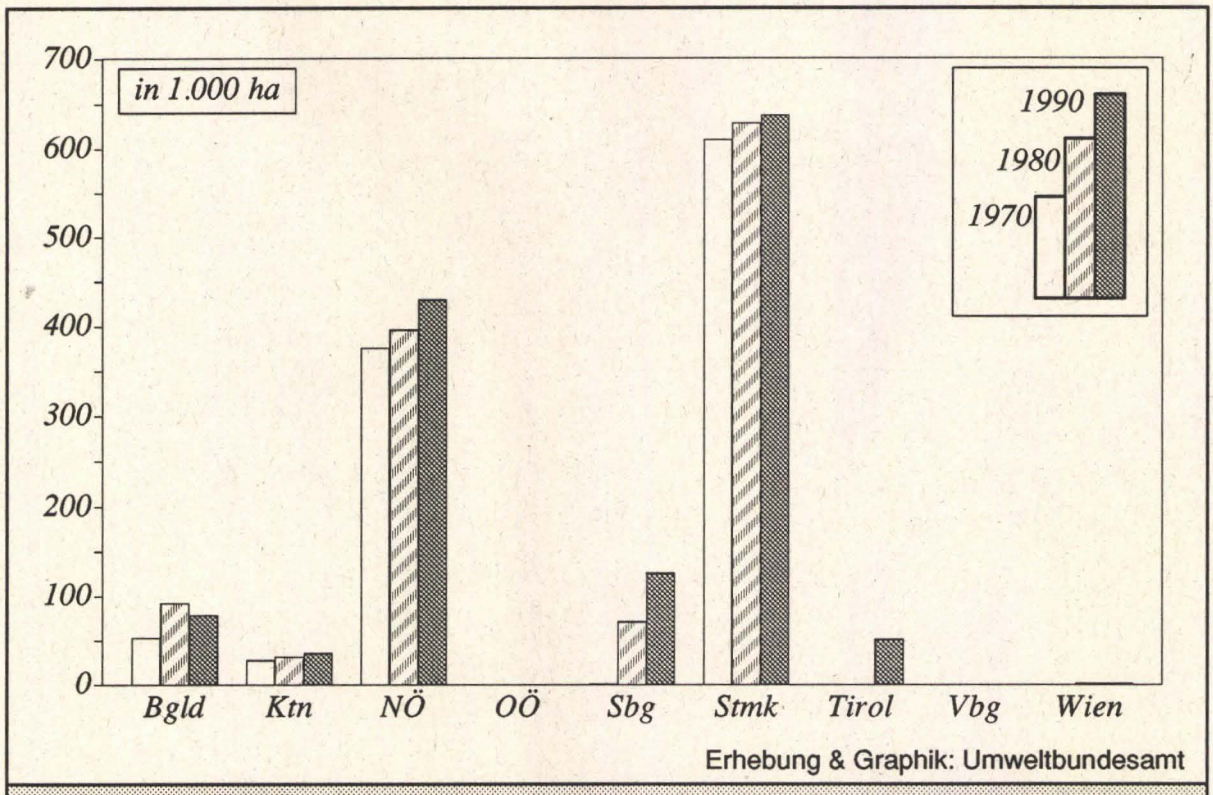


Abb. 5: Entwicklung der Gesamtfläche der Landschaftsschutzgebiete 1970 – 1990

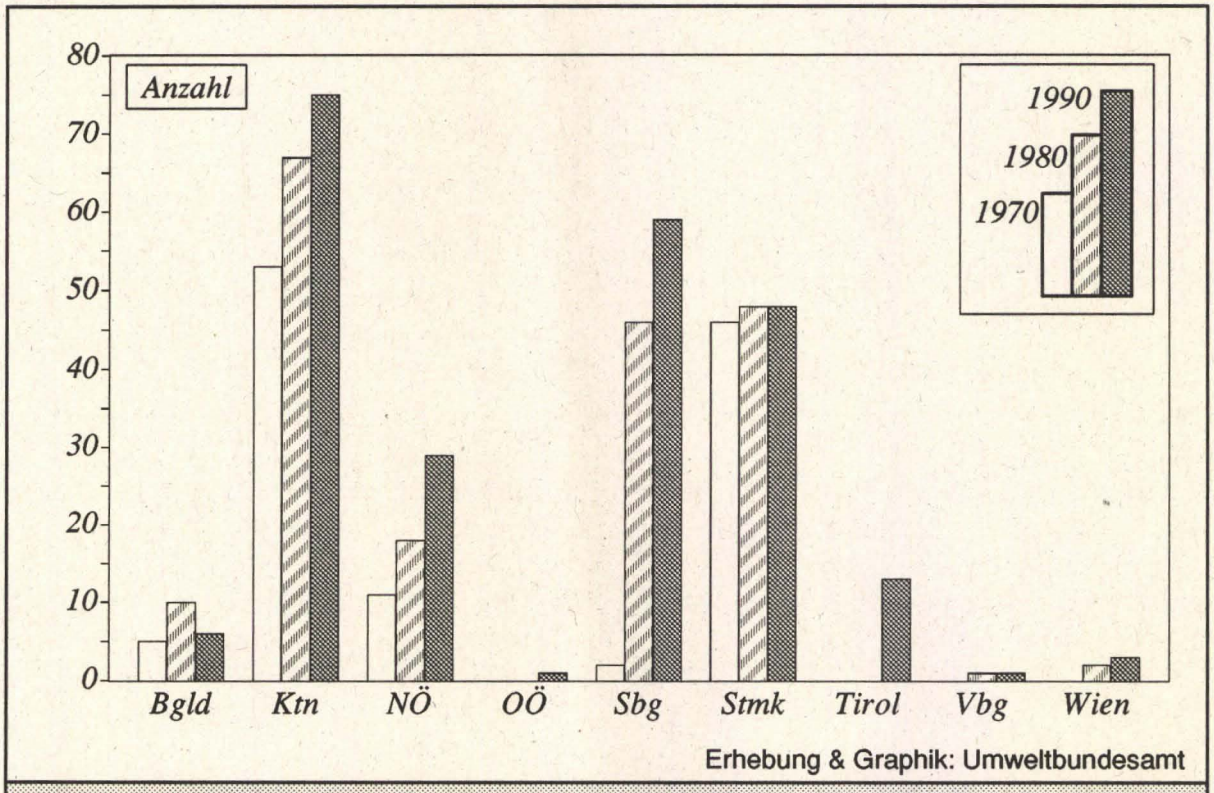


Abb. 6: Entwicklung der Anzahl der Landschaftsschutzgebiete 1970 – 1990

Geschützte Landschaftsteile dienen der Belebung des Landschaftsbildes oder dem Schutz der Fauna.
In dieser Kategorie können auch Felder, Alleen, Parkanlagen und andere derartige Formen der Kulturlandschaft geschützt werden.

Naturdenkmäler sind einzigartige Naturgebilde, die wegen ihrer Eigenart, Schönheit, Seltenheit oder auch wegen ihrer Bedeutung für das Landschafts– oder Ortsbild erhaltenswert sind. Naturdenkmäler sind kleinflächig (z.B. Schluchten, Wasserfälle) oder Einzelelemente (z.B. alte Bäume, Felsen).

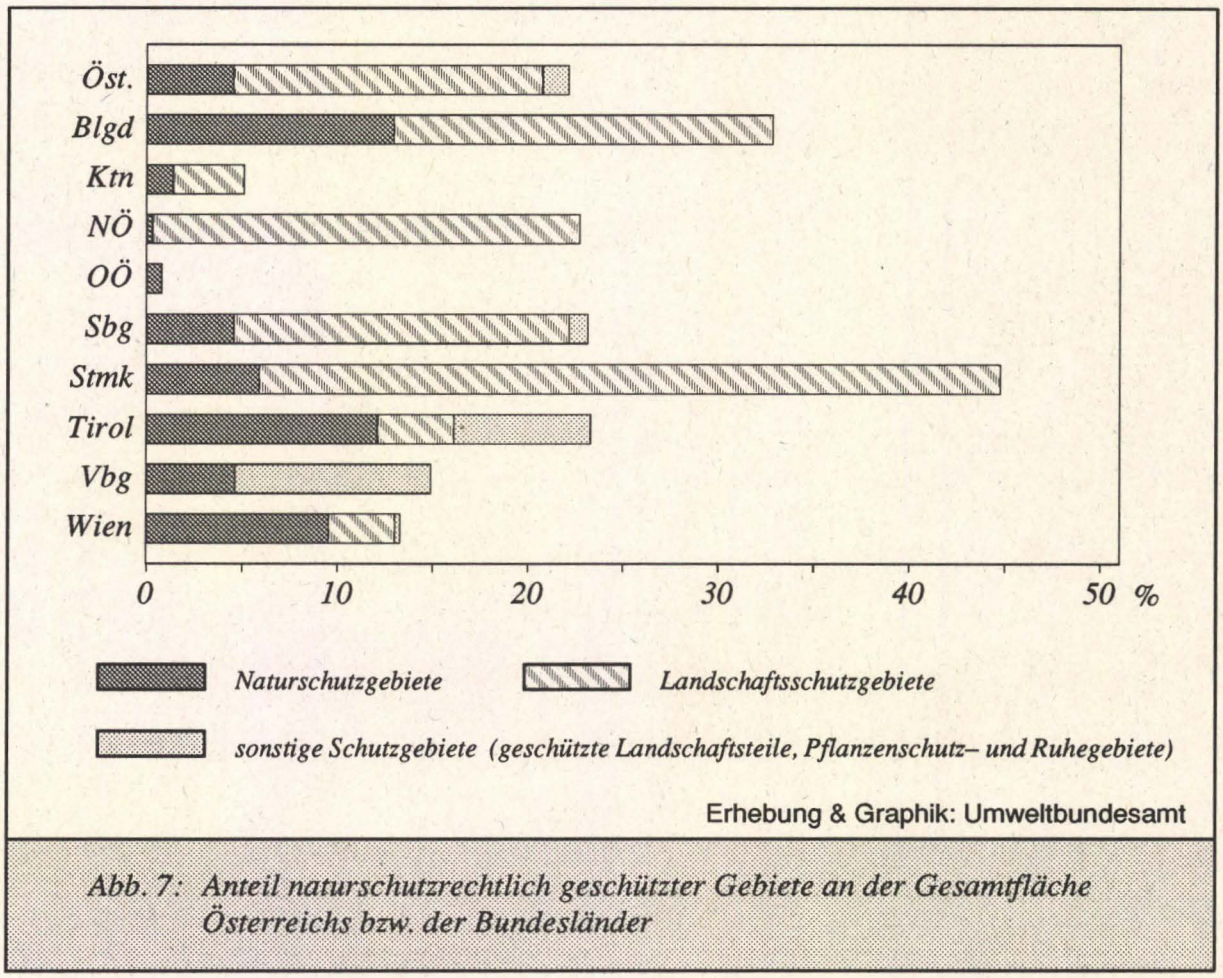


Abb. 7: Anteil naturschutzrechtlich geschützter Gebiete an der Gesamtfläche Österreichs bzw. der Bundesländer

Mit Stand vom 1.1.1991 stehen in Österreich insgesamt rd. 18.600 km^2 – das sind mehr als 22 % des Staatsgebietes – nach den Bestimmungen der Naturschutzgesetze unter Schutz.

Trotz dieses hohen Flächenanteils bedürfen die Anliegen des Naturschutzes einer weiteren Unterstützung und Förderung, um das Ziel zu erreichen, die Natur in allen ihren Erscheinungsformen und ihrer Vielfalt zu erhalten und pflegen.

1.5.3 Internationaler Naturschutz

Zu den internationalen Abkommen im Bereich des Natur– und Artenschutzes, denen Österreich beigetreten ist, zählen das

Übereinkommen über Feuchtgebiete als Lebensräume für Wasser– und Watvögel von internationaler Bedeutung ("Ramsar Übereinkommen"; BGBl. Nr. 225/1983):

Mit dem 1983 erfolgten Beitritt zu dem 1971 im Ramsar erstellten Übereinkommen (BGBl. Nr. 225/1983) hat sich die Republik Österreich verpflichtet, die Erhaltung international bedeutender Feuchtlebensräume in Österreich zu fördern.

Fünf Gebiete in Österreich (Abb. 8) erfüllen die geforderten Kriterien, die sich an definierten Mindestzahlen durchziehender und überwinternder Wasser– und Watvögel orientieren:

- Neusiedler See einschließlich der Lacken im Seewinkel,
- Donau–March–Auen,
- Untere Lobau,
- Stauseen am Unteren Inn,
- Rheindelta/Bodensee.

Diese Gebiete wurden von der österreichischen Bundesregierung als Schutzgebiete der Ramsar–Konvention ausgewiesen. Im Rahmen der Unterschutzstellung ist auch deren wissenschaftliche Betreuung vorgesehen.

Das Umweltbundesamt führt derzeit eine Bestandsaufnahme der Gebiete durch (s. 5.3.1). Damit soll die Grundlage für eine zukünftig verbesserte Betreuung dieser sensiblen Lebensräume geschaffen werden.

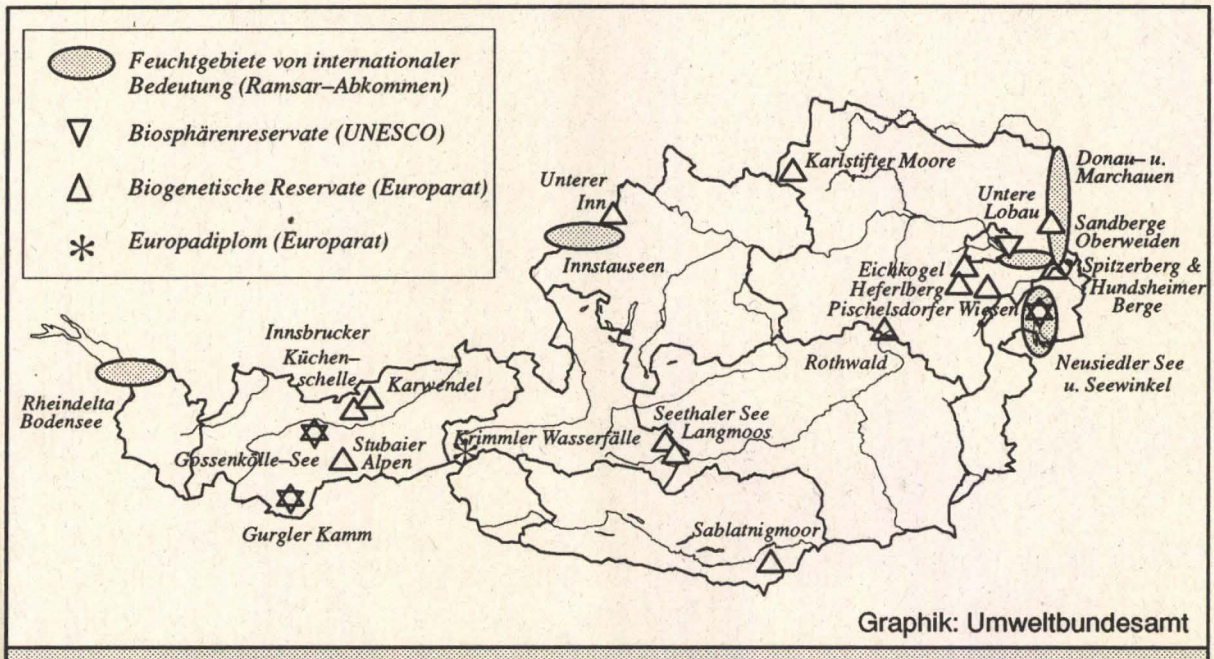


Abb. 8: Landschaften von internationaler Bedeutung in Österreich

Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume ("Berner Übereinkommen"; BGBl. Nr. 372/1983):

Diese Europarat–Konvention wurde 1979 in Bern anläßlich der dritten europäischen Umweltministerkonferenz beschlossen. Etwa 20 Staaten sind dem Übereinkommen beigetreten, das dem Schutz von Wildtieren und Wildpflanzen unter besonderer Berücksichtigung der wandernden Tierarten und deren natürlicher Lebensräume dient.

Übereinkommen über den internationalen Handel mit gefährdeten Arten freilebender Tiere und Pflanzen ("Washingtoner Artenschutzübereinkommen"; BGBl. Nr. 188/1982 i.d.g.F.):

Das Washingtoner Artenübereinkommen, dem bisher 60 Staaten beigetreten sind, regelt als erstes weltweites Abkommen den Handel mit freilebenden Tier– und Pflanzenarten, wobei die von Ausrottung bedrohten Arten nicht zum Handel freigegeben werden dürfen.

Zielsetzung ist es, ein wirksames Kontrollsystem zu schaffen, das sowohl die Einfuhr– als auch die Ausfuhrländer umfaßt.

Internationalen Status besitzen auch die von der UNESCO deklarierten *"Biosphere Reserves"*. In Österreich sind 4 Gebiete (Abb. 8) als Biosphärenreservate anerkannt: Untere Lobau (Wien), Neusiedler See (Bgld), der Gossenköllesee (Tirol) und der Gurgler Kamm (Tirol).

Auf Vorschlag Österreichs nahm der Europarat bisher 18 Gebiete in das Verzeichnis der *"Europäischen Biogenetischen Reservate"* auf (Abb. 8): Karlstifter Moore (NÖ), Braunsberg–Hundsheimerberge (NÖ), Spitzerberg (NÖ), Glaslauterriegel–Heferlberg (NÖ), Rothwald (NÖ), Eichkogel (NÖ), Sandberge Oberweiden (NÖ), Pischelsdorfer Wiesen (NÖ), Gurgler Kamm (Tirol), Stubaier Alpen (Tirol), Karwendel (Tirol), Gossenköllesee (Tirol), Innsbrucker Küchenschelle (Tirol), Langmoos (Sbg), Seethaler See (Sbg), Sablatnigmoor (Ktn), Unterer Inn (OÖ) und Neusiedler See (Bgld).

Die Krimmler Wasserfälle (Sbg), die zu den imposantesten und höchsten Wasserfällen Europas zählen, wurden vom Europarat mit dem *Europadiplom* ausgezeichnet (Abb. 8).

Weiters wird derzeit im Rahmen der internationalen Alpenkonferenz der Umweltminister der Alpenstaaten (Deutschland, Frankreich, Italien, Jugoslawien, Liechtenstein, Österreich und Schweiz) sowie der Europäischen Gemeinschaft unter Federführung des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie eine Rahmenkonvention zum Schutz der Alpen ausgearbeitet, mit der auch verbindliche Regelungen zum Themenbereich "Naturschutz" getroffen werden.

1.5.4 Gefährdete Tier– und Pflanzenarten in Österreich

Die Gefährdung der Tier– und Pflanzenarten in Österreich nimmt immer größere Ausmaße an, die Artenrückgänge schreiten weiter voran.

Grundlage für die Erfassung der gefährdeten Tier– und Pflanzenarten bilden die "Roten Listen". Durch eine mehrstufige Skala, die von "potentiell gefährdet" bis "ausgerottet" reicht, wird der Grad der Gefährdung aufgezeigt. "Rote Listen" gefährdeter Pflanzen und Tiere geben dem Artenschutz eine wichtige Grundlage für

die Entwicklung sinnvoller Strategien und Maßnahmen in die Hand.

Gefährdete Pflanzenarten

Insgesamt wurden in Österreich 2873 Farn– und Blütenpflanzenarten, 247 Lebermoosarten, 712 Laubmoosarten, 228 Flechtenarten, 211 Großpilzarten und 91 Algenarten in die "Rote Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs" aufgenommen und auf ihre Gefährdung beurteilt.

Davon gelten mindestens:

- 100 Arten als ausgestorben, ausgerottet oder verschollen,
- 258 Arten als vom Aussterben bedroht,
- 1328 Arten als stark gefährdet, und
- 420 Arten als potentiell gefährdet.

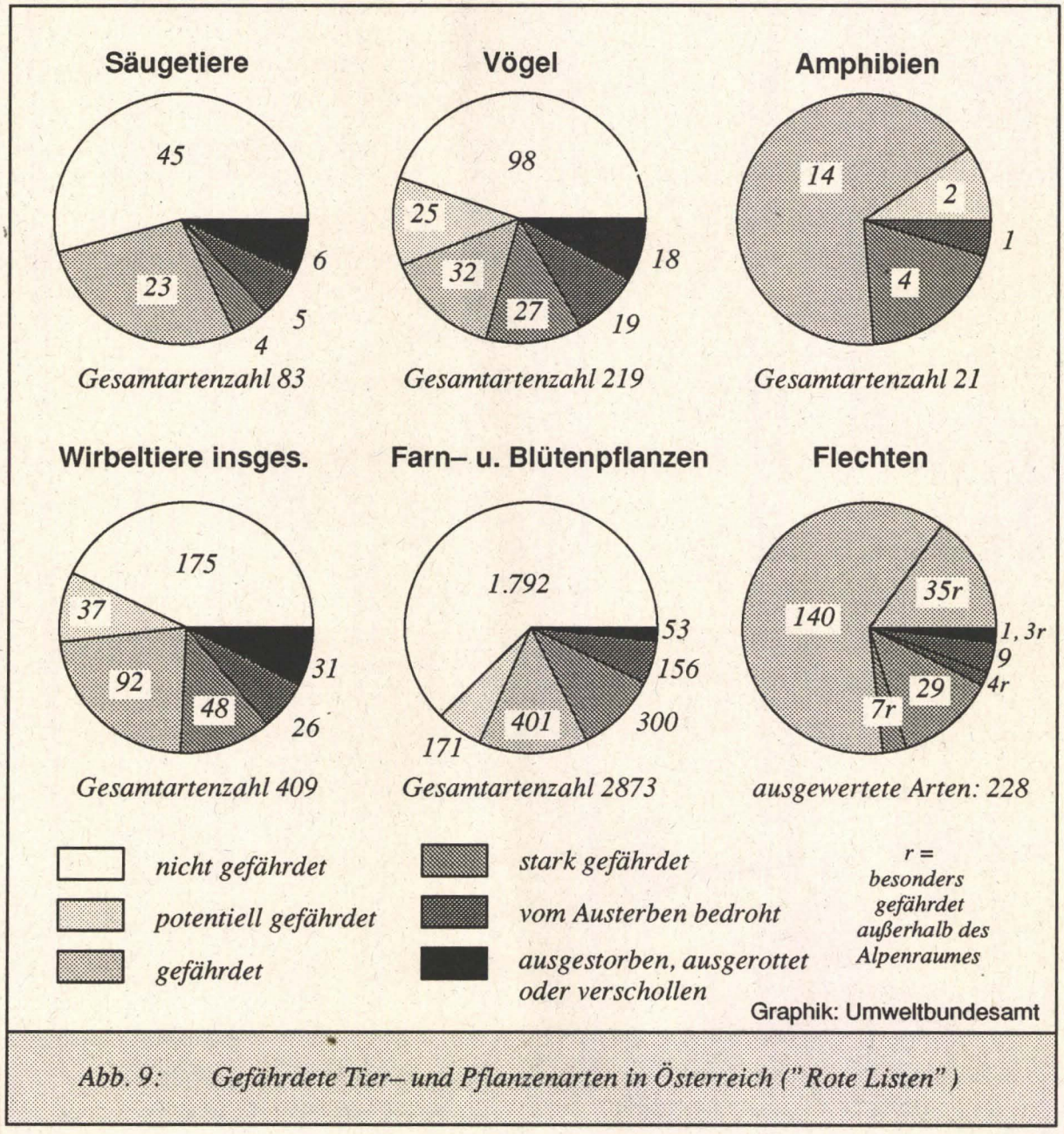


Abb. 9: Gefährdete Tier– und Pflanzenarten in Österreich ("Rote Listen")

Gefährdete Tierarten

Insgesamt wurden in Österreich 409 Wirbeltierarten, etwa 9.550 Insektenarten und ca. 150 Weichtiere und zehnfüßige Krebse in die "Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs" aufgenommen und auf ihre Gefährdung beurteilt.

Davon gelten mindestens:

- 144 Arten als ausgestorben, ausgerottet oder verschollen,
- 340 Arten als vom Aussterben bedroht,
- 2199 Tierarten als aktuell gefährdet, und
- mindestens 181 Arten als potentiell gefährdet.

Eine dramatische Verschlechterung ist zu beobachten.

Gefährdungsursachen

Die Hauptursache für den Rückgang der Tier– und Pflanzenarten ist die Zerstörung und Veränderung ihrer Lebensräume.

Die Gefährdungsschwerpunkte sind u.a.

- o die Intensivierung der Landwirtschaft (hoher Dünger– und Pestizideinsatz, Flurbereinigungen, Dränierungen);
- o der Flächenverlust durch Siedlungserweiterung, Straßenbau und industrielle Aktivitäten;
- o die dadurch entstehenden Beeinträchtigungen wie Luft– und Gewässerverschmutzung, die Zerschneidung und Störung der Lebensräume (Straßen, Zäune, Lärm ...).

Konkrete Einzelzielsetzungen im Hinblick auf das Ziel "Artenschutz" sind daher ein ausreichender Bestand an

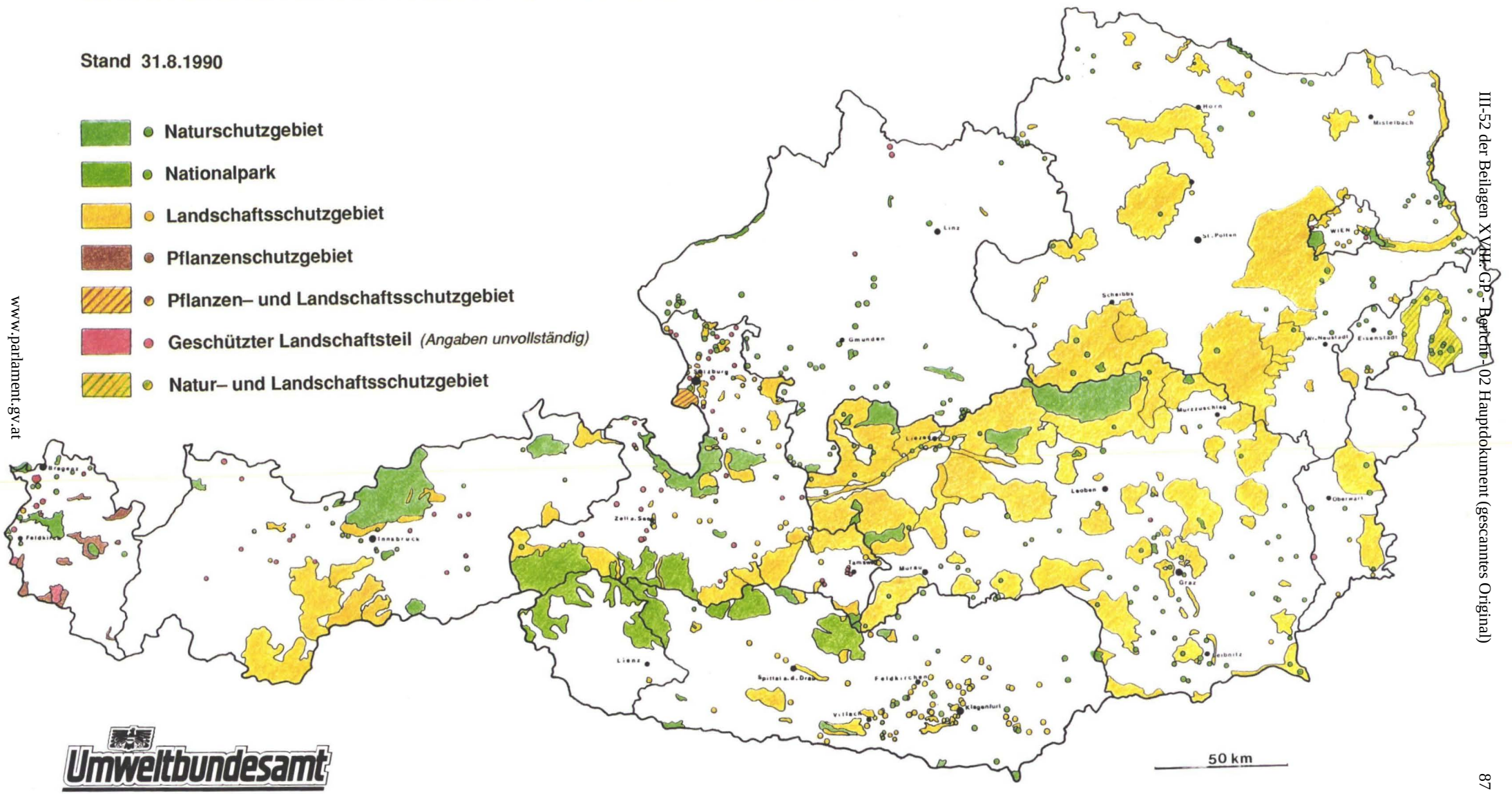
- o naturbelassenen Tümpeln, Weihern, Teichen, Seen, Wasserfällen, mäandrierenden Bachläufen und Fluß–Altarmen;
- o Feuchtgebieten im Form von Feuchtwiesen, Hoch– und Flachmooren und Quellgebieten;
- o naturgemäßen Wäldern, insbesondere Mischwäldern, Urwaldresten, Altholzbeständen sowie Auwäldern;
- o Heckenlandschaften und Bachbegleitstreifen, Weg– und Ufersäumen;
- o extensiven Grünlandflächen wie z.B. ungedüngten Mähwiesen und Almen, einmähdigen "Blumenwiesen";
- o Trockenstandorten in Form von Trokken– und Halbtrockenrasen oder Felsfluren.

Um noch eindeutigere Aussagen treffen zu können, ist weitere wissenschaftliche Forschung dringend erforderlich, ebenso die Aktualisierung der bundesweiten "Roten Listen gefährdeter Tiere und Pflanzen" sowie die einheitliche, flächendeckende Biotopkartierung für ganz Österreich.

NATURSCHUTZRECHTLICH GESCHÜTZTE GEBIETE

Stand 31.8.1990

- Naturschutzgebiet
- Nationalpark
- Landschaftsschutzgebiet
- Pflanzenschutzgebiet
- Pflanzen– und Landschaftsschutzgebiet
- Geschützter Landschaftsteil *(Angaben unvollständig)*
- Natur– und Landschaftsschutzgebiet



Umweltbundesamt

www.parlament.gv.at

III-52 der Beilagen XXIII. GP - Bericht - 02 Hauptdokument (gescanntes Original)

1.5.5 Moorschutz in Österreich

Die Verlandung der zahlreich vorhandenen Gletscherseen nach der letzten Eiszeit, die Bildung von Vernässungen auf wasserundurchlässigem Untergrund sowie der Einfluß von fließendem Mineralbodenwasser waren die Voraussetzung für die Vielfalt der Moore in Österreich.

Jeder Moorkomplex stellt aufgrund seiner Entwicklungsgeschichte, seiner Klima– und Höhenlage und seiner hydrologischen Bedingungen ein einmaliges Ökosystem dar. Moore sind Lebensräume seltener und vom Aussterben bedrohter Tier– und Pflanzenarten, wichtige Ausgleichsflächen für den Wasserhaushalt und Archive der Klima– und Vegetationgeschichte. Sie zählen zu den letzten noch weitgehend naturnahen Landschaftselementen unserer Kulturlandschaft und bedürfen daher eines besonderen Schutzes.

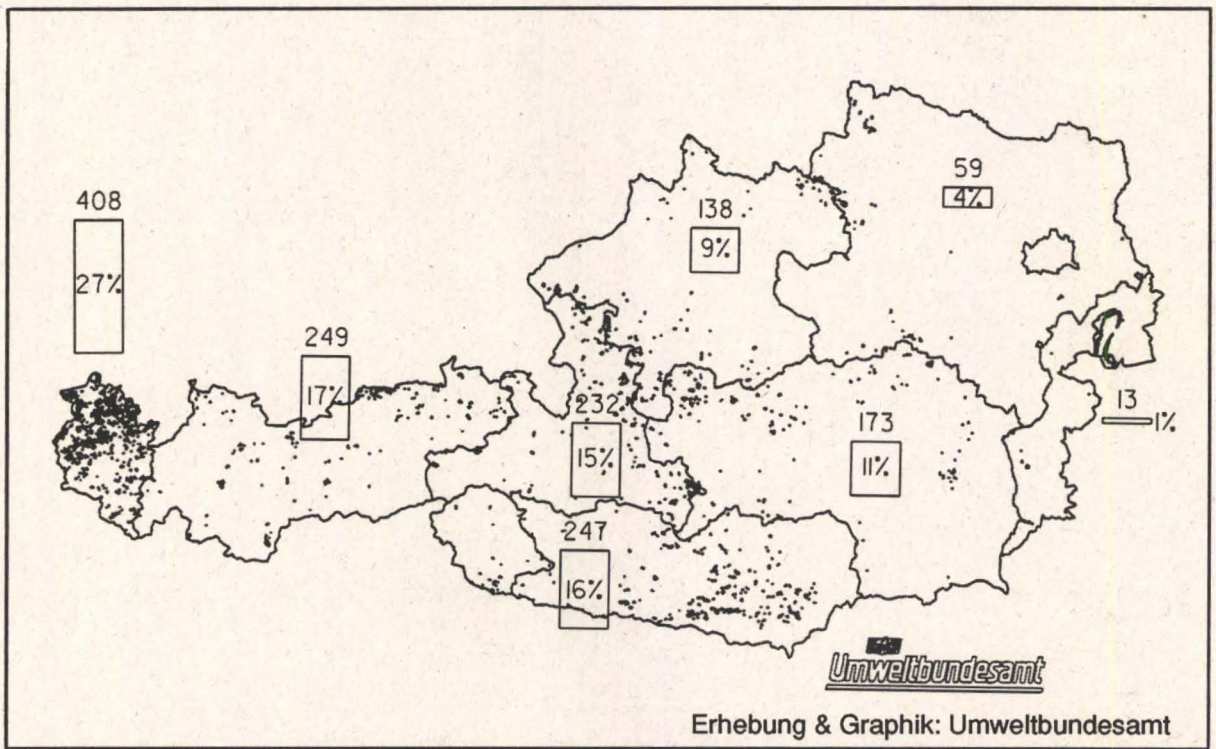


Abb. 10: Verbreitung von Mooren in Österreich (Anzahl und Anteil der Bundesländer)

Österreichs Moore nehmen flächenmäßig zwar nur wenige Promille der Landesfläche ein, ihre Diversität, bedingt durch Österreichs einzigartige geomorphologische, geologische und klimatische Vielfalt, ist jedoch bestechend. Nur wenige Gebiete der Nordhemisphäre haben die Voraussetzungen für einen derartigen Standortreichtum. Der 1990 fertiggestellte *Moorschutzkatalog* hat zum Ziel, den Wissensstand um Österreichs Moore zu verbessern und ihre Einmaligkeit im internationalen Vergleich aufzuzeigen. Diese Einmaligkeit bedeutet aber auch eine ernstzunehmende internationale Verpflichtung.

Die Ergebnisse der österreichweiten Moorkartierung (s. Abb. 10) ergaben folgendes Bild: 1.535 Moore und Moorkomplexe wurden kartiert. Da sich Moorkomplexe aus verschiedenen Moortypen zusammensetzen, wurden diese als gesonderte Flächen in die Kartierung

aufgenommen. Daher ergab sich die Gesamtzahl von 2.885 kartierten Moorflächen. Von diesen standen zum Stichtag 31. Dezember 1989 insgesamt 427 unter Schutz: 228 Flächen (7,9 %) als Naturschutzgebiet, 34 Flächen (1,2 %) als Naturdenkmal oder geschützter Landschaftsteil und 165 Flächen (5,7 %) in Landschaftsschutzgebieten. In der Moordatenbank des Umweltbundesamtes sind sämtliche Daten der Erhebung gespeichert.

In Vorarlberg und Kärnten besteht ein gesetzlicher Schutz aller Feuchtgebiete, in Salzburg und Burgenland sind ähnliche Regelungen vorgesehen.

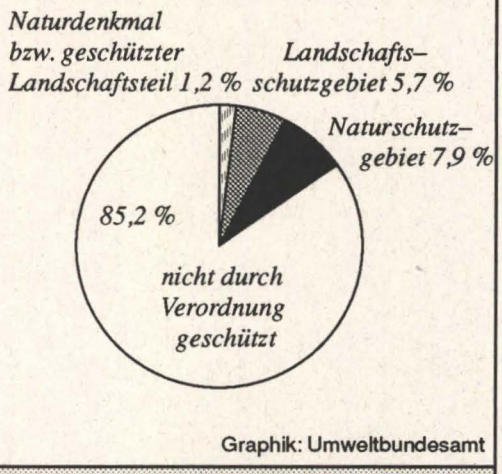


Abb. 11: Durch Verordnungen geschützte Moore in Österreich (in % der Gesamtzahl)

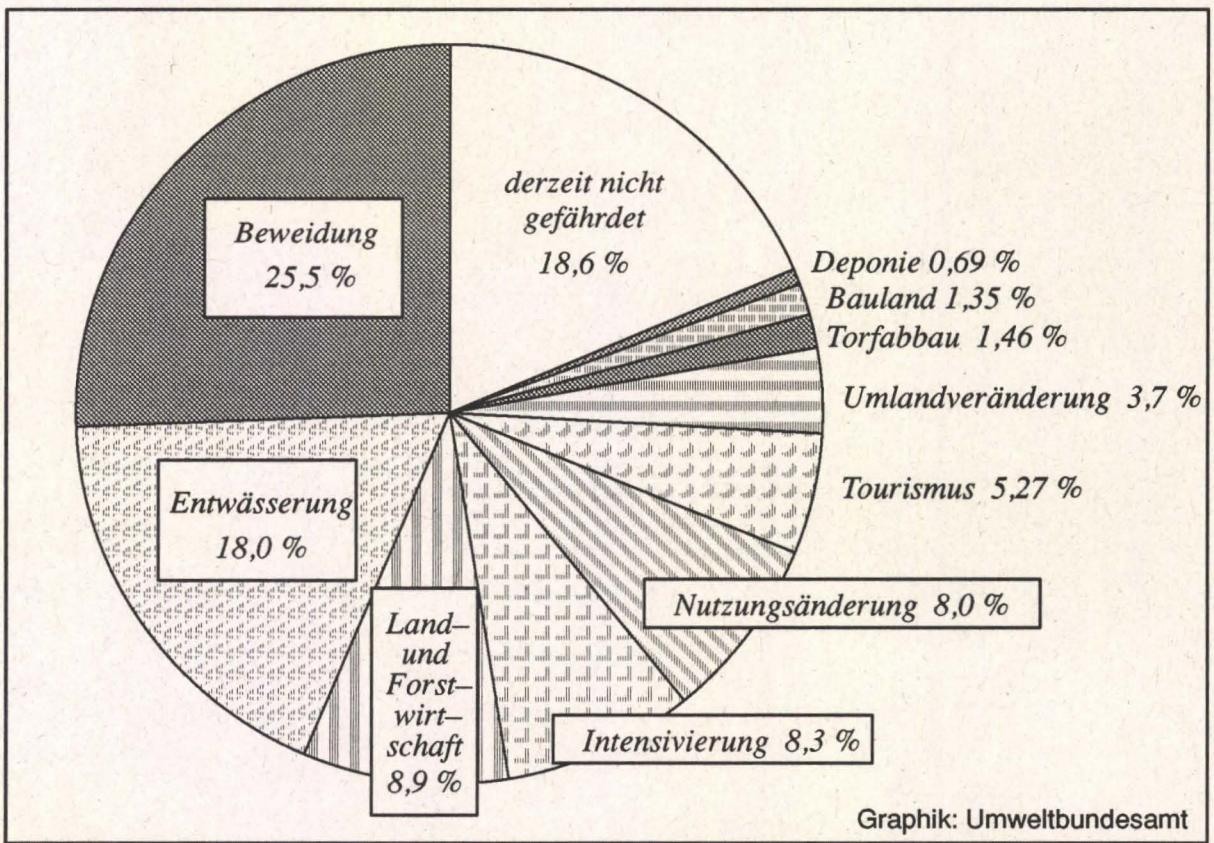


Abb. 12: Gefährdung der Moore in Österreich: jeweils wichtigste Ursache in % der Gesamtzahl

Etwa 20 % aller schutzwürdigen, rechtlich noch ungeschützten Moore befinden sich im Eigentum der öffentlichen Hand, vorwiegend der Bundesforste. Davon sind etwa die Hälfte von internationaler und nationaler Bedeutung; einige Moore

wurden von den Experten der "International Mire Conservation Groups" sogar als "World Heritage Sites" bewertet (z.B. Umgebung des Tamsweger Beckens, Salzkammergut).

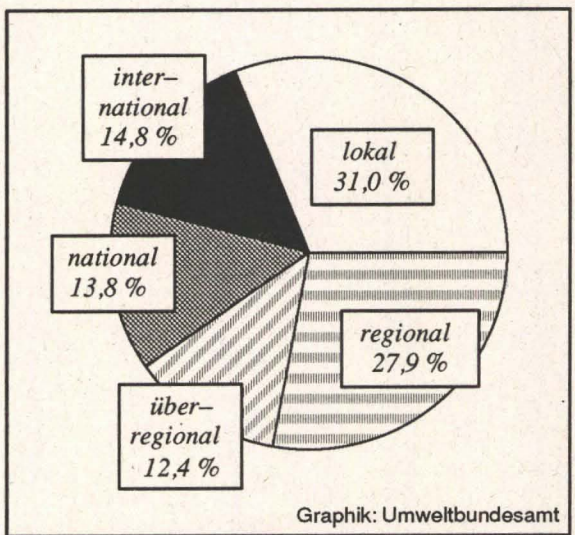


Abb. 13: Bedeutung der Moore in Österreich

Das Arbeitsübereinkommen der Koalitionsparteien vom Dezember 1990 sieht die Erhaltung der Feuchtbiotope vor. Der Handlungsbedarf ist groß, da zur Zeit immer noch weit mehr Feuchtbiotope zerstört als unter Schutz gestellt werden. Die land– und forstwirtschaftliche Nutzung, in vielen Gegenden auch die forcierte Erschließung für den Tourismus, stellen die wohl akutesten Gefahren für den Fortbestand der Moorflächen dar.

Der kurzfristige, betriebswirtschaftliche Gewinn steht dabei letztendlich oft in keiner Relation zum volkswirtschaftlichen Schaden, der durch irreversible Zerstörung von Mooren, verbunden mit massiver Beeinträchtigung des Landschafts–wasserhaushaltes, entstehen kann.

Zur nachhaltigen Sicherung unserer Feuchtlebensräume sowie eines intakten Naturhaushaltes, bedarf es einer abgestimmten Vorgangsweise mit dem Ziel, ein *Schutzkonzept für die Moore in Österreich* zu erstellen.

1.5.6 Biotopkartierung

Unter dem Begriff "Biotopkartierung" wird die systematische, flächendeckende, biologisch–ökologisch orientierte Inventarisierung naturnaher Flächen eines Gebietes sowie eine Bewertung ihrer Funktion und ihres Zustandes verstanden. Die im Rahmen einer Biotopkartierung erhaltenen Informationen und Daten bilden eine wesentliche Entscheidungsgrundlage für die Landschaftsplanung sowie für fast alle anderen raumbezogenen Planungen.

Die Kartierungen sind beispielsweise bei der Durchführung von Landschaftspflegeprogrammen, bei der Abwicklung von Förderungsaktionen und der Schaffung von Schutzgebiets– und Biotopverbundsystemen anzuwenden.

Als Kartierungseinheiten werden natürliche und naturnahe Flächen sowie extensive Kulturökosysteme und anthropogen bedingte Sonderstandorte mit besonderer biologischer Wertigkeit berücksichtigt. Die Ergebnisse liegen üblicherweise sowohl in textlicher Form (Biotopbeschreibung) als auch in kartenmäßiger Darstellung vor. Eine bundesweite Landschaftsdatenbank, in welche die Ergebnisse landesweiter und regionaler Biotopkartierungen, aber auch die österreichweiten Inventare schützenswerter Lebensräume (Moore, Trockenrasen, schutzwürdige Fließgewässer) aufgenommen werden, befindet sich in Ausarbeitung.

Das Umweltbundesamt befaßte sich in zwei Studien mit dem Stand der Biotop-

kartierung in Österreich: Die mit Stand Dezember 1989 abgeschlossene Publikation "Stand der Biotopkartierung in Österreich" als Weiterführung der 1987 veröffentlichten Monographie "Biotopkartierung – Stand und Empfehlungen", gibt einen aktuellen Überblick über die Biotopkartierungsarbeiten in den einzelnen Bundesländern (s. Abb. 14).

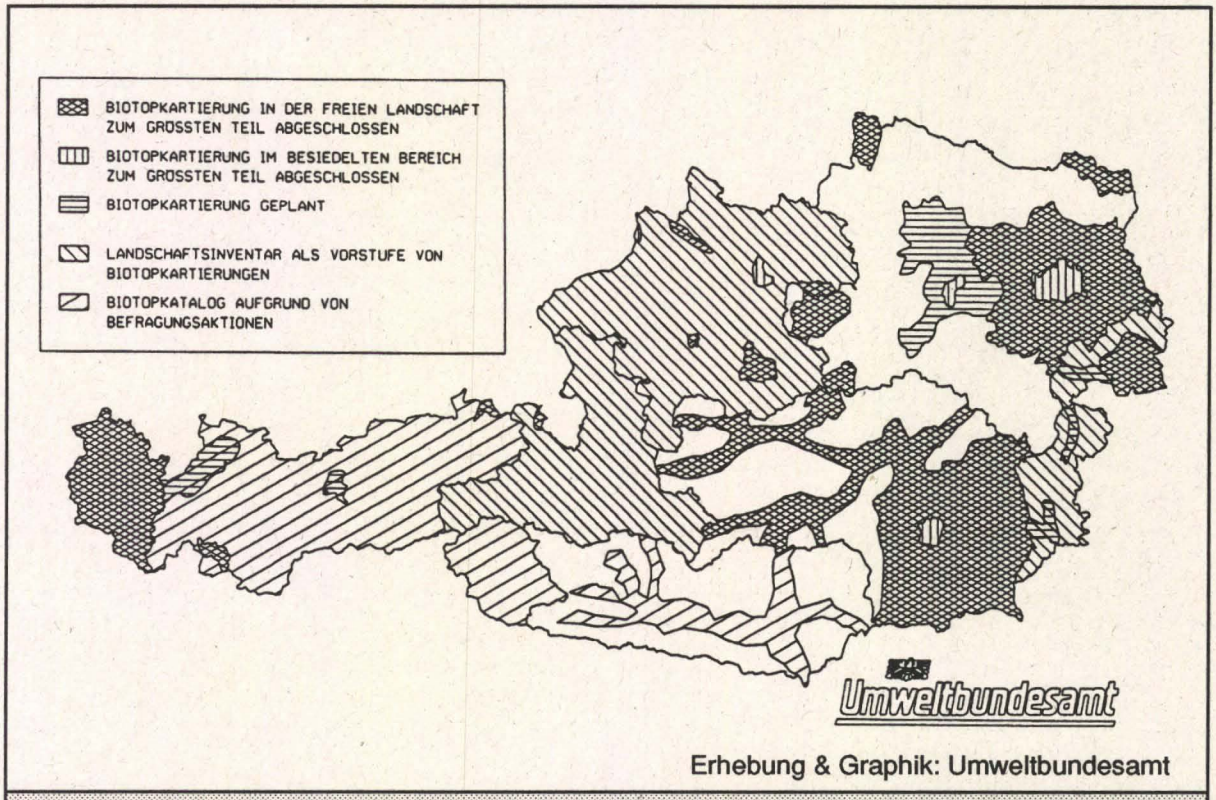


Abb. 14: Biotopkartierung in Österreich (Stand Dezember 1989)

Vollständige Biotopkartierungen ("Inventuren") wurden bisher nur in den dicht besiedelten Bereichen Wien, Graz und Linz, sowie in wenigen Modellgebieten auch in der freien Landschaft, durchgeführt. Hierzu zählen Vorarlberg, Teile Niederösterreichs (Wien Umland, nordwestliches Waldviertel, nordöstliches Weinviertel, Wiener Becken, Strengberge–Ursenke, Teile des Ybbsfeldes, Kalkalpen westlich der Ybbs) sowie die Tal– und Hügelräume der Steiermark. In Oberösterreich und dem Burgenland wurde mit einer selektiven Biotopkartierung begonnen. Landschaftsinventare als Vorstufe landesweiter Biotopkartierungen werden in Salzburg und Oberösterreich derzeit erarbeitet. In Tirol und Kärnten existieren ebenfalls Vorstufen für Biotopkartierungen. Diese können jedoch nur als Vorstufen von Vorkartierungen bezeichnet werden.

1.6 Schutz vor gefährlichen Chemikalien

1.6.1 Umweltchemikalien in Österreich

Derzeit werden ca. 80.000 bis 100.000 Chemikalien weltweit industriell hergestellt und vermarktet, wobei nach OECD-Schätzung jährlich ca. 2.000 Stoffe dazukommen.

Die österreichische Produktion von anorganischen und organischen Chemikalien betrug 1989 2,65 Millionen Tonnen. Ca. 90 Chemikalien werden in Mengen über 1.000 Tonnen pro Jahr hergestellt oder importiert. Der Chemieanteil am gesamten industriellen Produktionsvolumen Österreichs beträgt derzeit 13 %. 1989 waren 56.000 Personen in der chemischen Industrie beschäftigt. Die größten Produktionszuwächse (1988/89) gab es in den Bereichen organische Chemikalien mit + 26 %, anorganische Chemikalien mit + 11 % und Seifen–, Wasch–, Putz– und Pflegemittel mit + 15 %.

Wie aus den Zahlen ersichtlich, werden auch in Österreich gewaltige Mengen an Chemikalien hergestellt, importiert und vermarktet. Daß Chemikalien nicht nur von Nutzen sind, sondern auch ein beträchtliches Risiko für Mensch und Umwelt darstellen, zeigte sich z.B. bei den chlorierten Kohlenwasserstoffen bzw. bei den aromatischen Verbindungen (HCB, PCB, PCP, Dioxine, Benzole usw.).

1.6.2 Schutz vor gefährlichen Neuen Stoffen durch die Anmelde–, Mitteilungs– und Kennzeichnungspflicht

Seit 1. 2. 1989 gelten die Regelungen des Chemikaliengesetzes zum Schutz von Mensch und Umwelt vor schädlichen Einwirkungen von gefährlichen Stoffen:

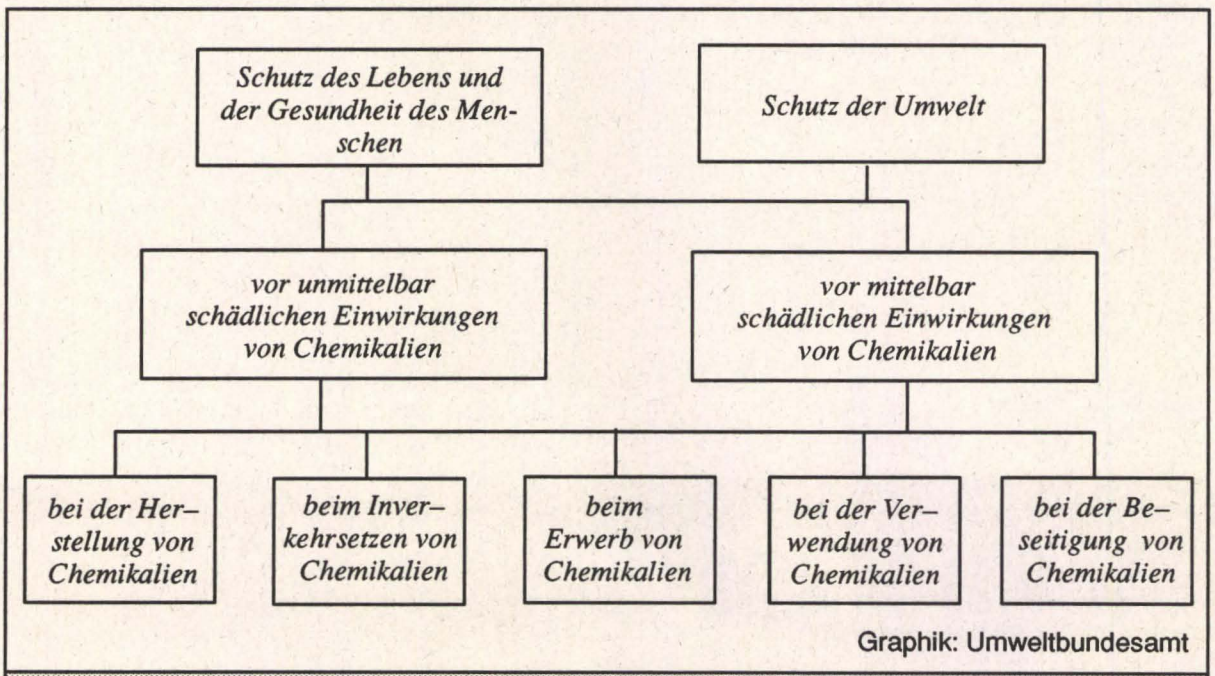


Abb. 1: Ziel des Österreichischen Chemikaliengesetzes (ChemG; BGBl. 326 / 1987)

Stoffe, die nach dem Inkrafttreten des Gesetzes in Verkehr gesetzt werden (der Inverkehrsetzensbegriff umfaßt das zu Erwerbszwecken erfolgende Einführen, Ausführen, Vorrätighalten, Feilhalten, Abgeben und Ankündigen einschließlich der Werbung bei Letztverbrauchern), sind der Behörde zu melden. Die für die Meldung vorgeschriebenen Unterlagen und Prüfnachweise dienen der Behörde dazu, Gefahren, die von "Neuen" Chemikalien ausgehen können, rechtzeitig zu erkennen, zu verhindern bzw. zu begrenzen.

Das Chemikaliengesetz unterscheidet, wie ähnliche Gesetze in anderen Staaten, zwischen "Alten" und "Neuen" Stoffen. "Alte" Stoffe sind solche, die vor dem 1. Februar 1989 erstmals im Bundesgebiet in Verkehr gesetzt wurden. Das Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie hat als vorläufige Altstoffliste das sogenannte EINECS (European Inventory of Existing Commercial Chemical Substances) veröffentlicht. Im EINECS sind 100.116 chemische Stoffe erfaßt. Die endgültige Altstoffliste wird zusätzlich jene Stoffe enthalten, die erstmals zwischen dem 1. Februar 1982 und dem 31. Jänner 1989 im Bundesgebiet in Verkehr gesetzt wurden. Die Frist für die Nachmeldung zur "Österreichischen Altstoffliste" endete mit 31. Oktober 1989. Es wurden 1.371 Stoffe nachgemeldet.

Für jeden "Neuen" Stoff, der in einer Jahresmenge von einer Tonne oder mehr in Verkehr gesetzt werden soll, ist bei der Anmeldebehörde 3 Monate vor dem erstmaligen Inverkehrsetzen ein Grunddatensatz vorzulegen, der etwa dem "Pre–Marketing Set of Data" der OECD entspricht. Darüber hinausgehend wird noch die Prüfung auf die "Akute Toxizität an einer Regenwurmart im künstlichen Boden" verlangt. Zusätzliche Prüfnachweise sind bei Erreichung der Mengenschwellen von 10 bzw. 100 t jährlich, oder wenn seit dem Beginn der Herstellung und Einfuhr des Stoffes Mengen von 50 bzw. 500 t erreicht werden, vorzulegen (Stufenkonzept). Bei begründeten Verdachtsmomenten auf eine mögliche Gefährdung der menschlichen Gesundheit oder Umwelt können jederzeit zusätzliche Prüfnachweise verlangt werden. Beim Inverkehrsetzen eines "Neuen" Stoffes in Mengen von weniger als einer Tonne pro Jahr und beim Export eines "Neuen" Stoffes in Staaten mit gleichwertiger Chemikaliengesetzgebung (durch Verordnung benannt) ist eine weniger umfangreiche Meldung erforderlich.

In der Kennzeichnung sind die wesentlichsten Informationen über Stoffe und Zubereitungen (z.B. über Identität, bestimmungsgemäße Verwendung und Gefährlichkeit) enthalten. Insbesondere die in der EG eingeführten Gefahrensymbole (z.B. Totenkopf, Andreaskreuz), Risikosätze (z.B. "Giftig beim Einatmen") und Sicherheitsratschläge (z.B. "Darf nicht in die Hände von Kindern gelangen") haben auch in Österreich Gültigkeit. Darüber hinaus sind Hinweise zur schadlosen Beseitigung des Stoffes und eine Gebrauchsanweisung für nichtgewerbliche Konsumenten vorgeschrieben.

Weitere Schwerpunkte des Chemikaliengesetzes sind die Herstellerverantwortlichkeit und besondere Bestimmungen über den Verkehr mit Giften.

Durch die Anmelde– und Mitteilungspflicht gemäß ChemG wird gewährleistet, daß für alle "Neuen" Stoffe ein Mindestmaß an Gefährlichkeitsprüfungen vorliegt. Dadurch können gefährliche Eigenschaften von Stoffen rechtzeitig erkannt werden. Dies führt oft dazu, daß "Neue" Stoffe mit gefährlichen Eigenschaften vom Hersteller oder Importeur erst gar nicht in Verkehr gesetzt werden. Ebenso werden bzw. wurden aufgrund der Kennzeichnungspflicht die gefährli-

chen Stoffe aus Zubereitungen häufig entfernt bzw. durch nicht gefährliche und damit nicht kennzeichnungspflichtige Stoffe ersetzt. Dieser präventive Schutz vor gefährlichen Stoffen und Zubereitungen ist ein äußerst wichtiger Beitrag zum "vorbeugenden" Umweltschutz.

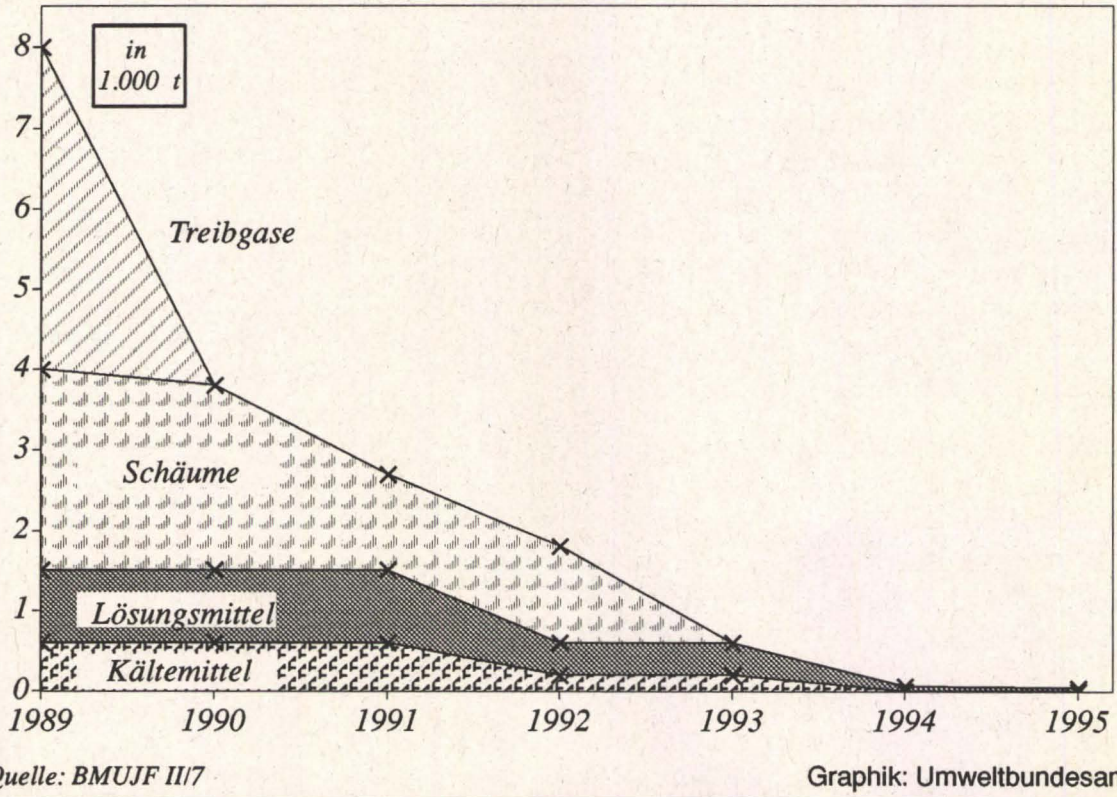
1.6.3 Bestehende Verbote und Beschränkungen von gefährlichen Stoffen

Der § 14 des Chemikaliengesetzes ermöglicht dem Umweltminister, gefährliche Stoffe per Verordnung zu verbieten oder ihre Verwendung, Herstellung oder das Inverkehrsetzen zu beschränken bzw. besondere Kennzeichnungsvorschriften zu erlassen. Derartige Verordnungen können allerdings nur im Einvernehmen mit dem Wirtschaftsminister in Kraft treten.

Folgende Verordnungen, die gefährliche Stoffe verbieten oder deren Verwendung, Herstellung oder das Inverkehrsetzen beschränken, sind bereits in Kraft getreten:

– *Die Verordnung über das Verbot vollhalogenierter Fluorchlorkohlenwasserstoffe als Treibgas in Druckgaspackungen:*

Das Inverkehrsetzen von Druckgaspakkungen, die als Treibgas vollhalogenierte FCKW enthalten, ist seit dem 1. März 1990 verboten. Ausnahmen bestehen für medizinische und technische Zwecke.



Quelle: BMUJF II/7 Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 2: FCKW-Reduktion in Österreich

– *Die Verordnung über Beschränkungen und Verbote der Verwendung, der Herstellung und des Inverkehrsetzens von vollhalogenierten Fluorchlorkohlenwasserstoffen:*

Die Verwendung, Herstellung und das Inverkehrsetzen vollhalogenierter FCKW ist ab 1. Jänner 1991 verboten. Für bestimmte Zwecke sind spätere Verbotszeitpunkte in der Verordnung vorgesehen: FCKW als Reinigungsmittel für Bekleidung und Textilien, Verbot ab 1. Jänner 1995; FCKW zur Entfettung, Reinigung und Trocknung, Verbot ab 1. Jänner 1992 bzw. 1. Jänner 1994; FCKW als Medium zur Wärmeübertragung, Verbot ab 1. Jänner 1992 bzw. 1. Jänner 1994. Ebenso ist die Verwendung und das Inverkehrsetzen von Schaumstoffen, zu deren Herstellung vollhalogenierte FCKW verwendet wurden, ab 1. Jänner 1993 verboten. Das Inverkehrsetzen von Fertigwaren, die diese Schaumstoffe enthalten, ist ab dem 1. Jänner 1994 verboten. Ausnahmen sind für medizinische, technische und analytische Zwecke vorgesehen.

– *Die Verordnung über Beschränkungen des Inverkehrsetzens und des Herstellens, des Verwendens sowie über die Kennzeichnung asbesthaltiger Stoffe, Zubereitungen und Fertigwaren (Asbestverordnung):*

In der Verordnung wird ein ausnahmsloses Verbot für amphibolasbesthaltige Produkte verfügt. 17 in der Verordnung genannte Produktgruppen, die chrysotilasbesthaltige Stoffe (z.B. Isoliermaterialien oder Dämmstoffe, Boden und Straßenbeläge, Anstrichmittel) enthalten, dürfen weder in Verkehr gesetzt, noch verwendet, noch hergestellt werden. Ein allgemeines Verbot für asbesthaltige Brems– oder Kupplungsbeläge (wenn entsprechende, wirkungsgleiche, asbestfreie Ersatzprodukte zur Verfügung stehen) wird in dieser Verordnung ebenfalls festgelegt. Ab 1. Jänner 1994 ist auch das Inverkehrsetzen von Asbestzementprodukten für den Hochbaubereich gänzlich verboten. Die Kennzeichnung asbesthaltiger Produkte ist aufgrund dieser Verordnung auch in Österreich gesetzlich verbindlich.

– *Die Verordnung über Beschränkungen des Inverkehrsetzens und über die Kennzeichnung formaldehydhaltiger Chemikalien, Zubereitungen und Fertigwaren (Formaldehydverordnung):*

Die wichtigste Bestimmung dieser Verordnung legt fest, daß nur noch Holzwerkstoffe (z.B. Span–, Faser– und Furnierplatten), die wenig Formaldehyd emittieren, in Verkehr gesetzt werden dürfen. Diese Bedingung ist dann erfüllt, wenn die Ausgleichskonzentration des Formaldehyds in der Innenraumluft eines Prüfraumes 0,1 ppm (ml / m³) nicht überschreitet. Wasch–, Reinigungs– und Pflegemittel mit einem Masseanteil von mehr als 0,2 Masseprozent Formaldehyd dürfen, entsprechend dieser Verordnung, nicht in Verkehr gesetzt werden. Diese Begrenzung gilt nicht für Desinfektionsmittel und für Industriereiniger. Die Verordnung enthält auch Kennzeichnungsvorschriften für formaldehydhaltige Wasch–, Reinigungs– und Pflegemittel mit einem Masseanteil von mehr als 0,1 % an freiem Formaldehyd, sowie für Textilien mit einem Masseanteil von mehr als 0,15 % an freiem Formaldehyd.

– *Die Verordnung über das Verbot von Halonen:*

Die Herstellung, das Inverkehrsetzen und die Verwendung von Halonen (bromierten vollhalogenierten Kohlenwasserstoffen) sind verboten. Bis 31. Dezember 1999 gelten Ausnahmeregelungen, z.B. für die Verwendung von Halonen in Feuerlöschanlagen und

Handfeuerlöschern, soweit deren Errichtung, Aufstellung und Bereithaltung zum Schutz des Lebens oder der Gesundheit von Menschen zwingend erforderlich ist. Ohne zeitliche Begrenzung ausgenommen ist die Verwendung von Halonen zur unmittelbaren Brandbekämpfung, soweit die verwendeten Anlagen und Handfeuerlöscher nicht entgegen den Bestimmungen dieser Verordnung befüllt worden sind. Das Verbot gilt nicht für Halone, die als Standards oder für Analysenzwecke verwendet werden oder zu dieser Verwendung bestimmt sind.

– *Die Verordnung über das Verbot bestimmter gefährlicher Stoffe in Unterwasser–Anstrichmitteln (Antifoulings):*

Es ist verboten, Antifoulings, die zinnorganische Verbindungen, Quecksilberverbindungen, Arsenverbindungen, Hexachlorcyclohexan (HCH), polychlorierte Biphenyle (PCB) und polychlorierte Terphenyle (PCT) enthalten, herzustellen, in Verkehr zu setzen oder zu verwenden. Bis zum 31. März 1991 dürfen derartige Antifoulings noch im Handel abgegeben und bis zum 30. Juni 1991 verwendet werden.

– *Die Verordnung über das Verbot von Pentachlorphenol (PCP):*

Die Herstellung, das Inverkehrsetzen und die Verwendung sind verboten; Ausnahmen bestehen im wesentlichen nur für Analysechemikalien in geringen Mengen. Grenzwerte für

- Stoffe und Zubereitungen: 100 ppm PCP; Grenzwert für
- Fertigwaren (sofern nicht vor Inkrafttreten der Verordnung behandelt): 5 ppm PCP.

1.6.4 Geplante Verbote und Beschränkungen von gefährlichen Stoffen

Neben den schon erlassenen Verboten und Beschränkungen von gefährlichen Stoffen sind noch weitere geplant.

Die entsprechenden Verordnungen sind im Planungs– oder Erstellungsstadium, bzw. es existieren bereits konkrete Entwürfe, die jedoch noch in Kraft gesetzt werden müssen.

Geplante Verordnungen beinhalten:

- ein Verbot bestimmter gefährlicher Stoffe in Pflanzenschutzmitteln,
- Beschränkungen und die Kennzeichnung von Polyvinylchlorid (PVC),
- Verbote und Beschränkungen von organischen Lösungsmitteln in Farben, Lacken und Anstrichmitteln.

1.6.5 Verbesserter Schutz vor Pestiziden

Pestizide haben innerhalb der Umweltchemikalien eine Sonderstellung, da sie bestimmungsgemäß eine biozide Wirksamkeit aufweisen und absichtlich in erheblichen Mengen vom Menschen in die Umwelt eingebracht werden.

Im Bundesgebiet werden pro Jahr ca. 4.500 t Pestizidwirkstoffe verbraucht; davon entfallen 52 % auf Herbizide, 37 % auf Fungizide und 11 % auf Insektizide. Im amtlichen "Pflanzenschutzmittelverzeichnis" sind derzeit ca. 750 "Pflanzenschutzpräparate", die ca. 300 verschiedene Wirkstoffe enthalten, angeführt.

Nach langer Vorbereitungszeit wurde im Juli 1990 ein neues Gesetz über den "Verkehr mit Pflanzenschutzmitteln" beschlossen, das am 1. August 1991 in

Kraft tritt. Die wesentlichsten Neuerungen dieses Gesetzes sind:

- Der Schutz der Umwelt ist als ein dem Schutz der Gesundheit gleichrangiges Ziel im Gesetz verankert. Bei der Zulassung ist verpflichtend auf beide Schutzobjekte Bedacht zu nehmen; der Umweltminister hat zu prüfen, ob Pflanzenschutzmittel keine unvertretbaren Auswirkungen auf die Umwelt haben.
- Die Zulassungspflicht wird auf Totalherbizide, biologische Pflanzenschutzmittel, Zusatzstoffe, Wachstumsregulatoren und Wildabwehrmittel ausgedehnt.
- Die Zulassung ist auf längstens 10 Jahre befristet.
- Die Zulassung eines Pflanzenschutzmittels kann per Verordnung im Interesse des Gesundheits- und Umweltschutzes aufgehoben werden.
- Einführung von Werbebeschränkungen, Meldepflichten und von Bezeichnungsvorschriften für Pflanzenschutzmittel.
- Die Kennzeichnungsvorschriften und Überwachungsbestimmungen werden wesentlich verbessert.
- Die Strafbestimmungen werden verschärft.

1.7 Abfall

Vorbemerkung

Als oberstes Ziel der Abfallpolitik in Österreich soll die Entstehung von Abfall, zur Sicherung der Rohstoff– und Energiereserven, zum Schutz der Umwelt und zur Einsparung von Deponievolumen, so gering wie möglich gehalten werden.

Abfälle sind zu verwerten, soweit dies technisch möglich sowie ökologisch vorteilhaft ist, die dabei entstehenden Mehrkosten im Vergleich zu anderen Verfahren der Abfallbehandlung nicht unverhältnismäßig sind und ein Markt für die gewonnenen Stoffe vorhanden ist oder geschaffen werden kann.

Erst als letzten Schritt sollen Abfälle, je nach ihrer Beschaffenheit durch biotechnische, chemisch–physikalische oder thermische Verfahren behandelt werden. Dabei sind die Behandlungsverfahren so zu konzipieren, daß unvermeidbare umweltgefährdende Stoffe in möglichst konzentrierter Form und umweltverträgliche Stoffe möglichst in erdkrusten– oder bodenähnlicher Form anfallen.

1.7.1 Nicht gefährliche Abfälle

(a) Hausmüll, Sperrmüll, Gewerbe– und Industriemüll (Systemmüll)

Nahezu alle Haushalte in Österreich sind an eine Müllabfuhr angeschlossen. Neben regelmäßigen Hausmüll–, Sperrmüll– und Problemstoffsammlungen werden unterschiedliche Altstoffsammelsysteme für Papier, Glas, Textilien, Metalle, Kunststoffe u.a. angeboten. Die Zusammensetzung des Hausmülls ist bundesweit sehr unterschiedlich, unterliegt aber auch jahreszeitlichen Änderungen.

Die in den letzten Jahren durchgeführten Hausmüllanalysen (s. Abb. 1) zeigen, daß der Anteil an Verpackungsmaterial auf rd. 30 Massenprozent bzw. rd. 50 Volumsprozent angestiegen ist. Daneben ist auch eine zunehmende Belastung durch gefährliche Stoffe (Problemstoffe – s. 1.7.2 Gefährliche Abfälle) zu beobachten, die eine nachfolgende umweltgerechte Behandlung des Mülls erschwert.

Die Haus– und Sperrmüllmassen für das Jahr 1988 betrugen bundesweit rd. 2 Mio. Tonnen bzw. rd. 265 kg pro Einwohner und Jahr. Der über die Müllabfuhr entsorgte Haus–, Sperr–, Gewerbe– und Industriemüll kann mit 2,4 – 2,5 Mio. Tonnen angenommen werden.

Durch die immer besser funktionierenden Altstoffsammlungen aus Haushalten konnten im Jahre 1989 rd. 290.000 Tonnen einer Verwertung zugeführt werden. Davon entfallen rd. 157.000 t auf Altpapier, rd. 115.000 t auf Altglas und rd. 10.000 t auf Alttextilien. Die spezifischen Sammelergebnisse lagen bundesweit im Jahre 1989 für Altpapier bei über 20 kg pro Einwohner und Jahr, für Altglas bei 15 kg. Die Verwertung der gesammelten Altstoffe bereitete vor allem aus wirtschaftlichen Gründen zunehmend Probleme.

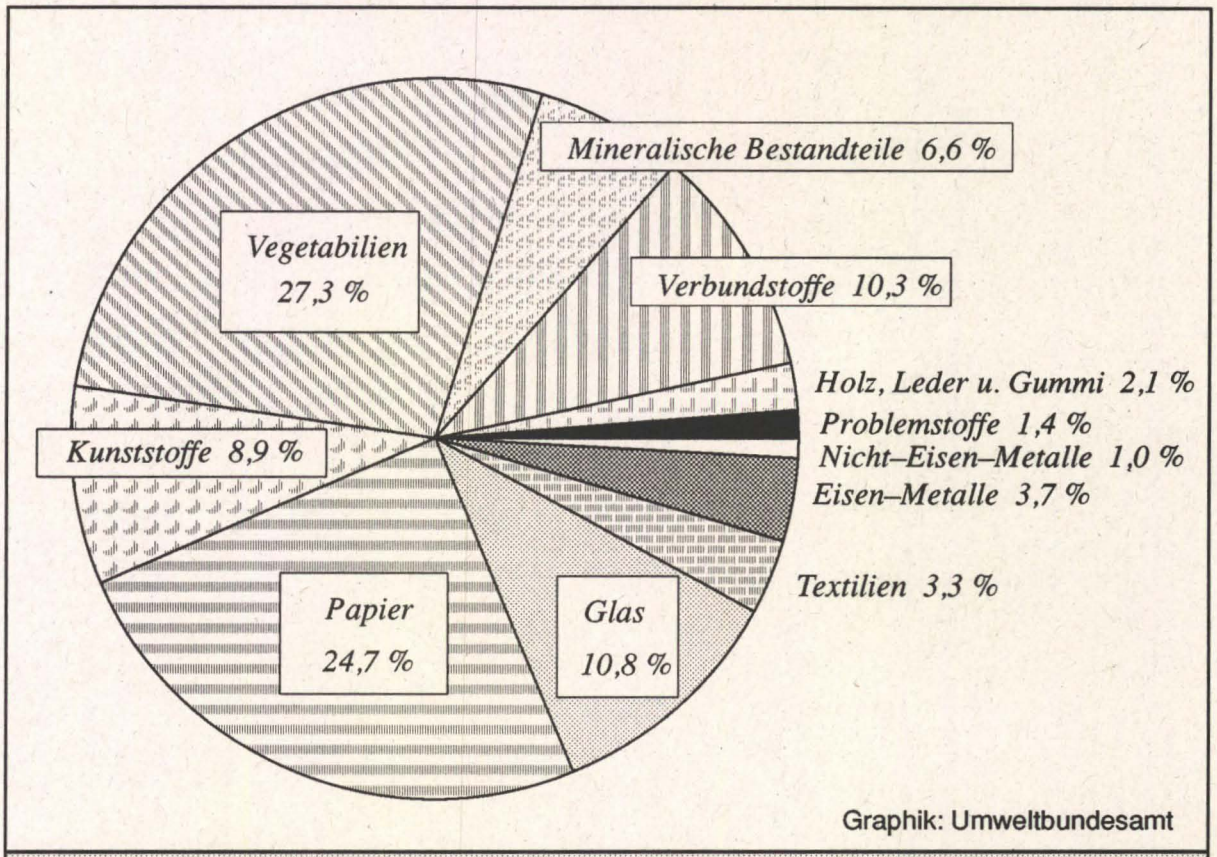


Abb. 1: Durchschnittliche Zusammensetzung des Hausmülls (einschließlich der gesammelten Problem– und Altstoffe) in Masseprozent

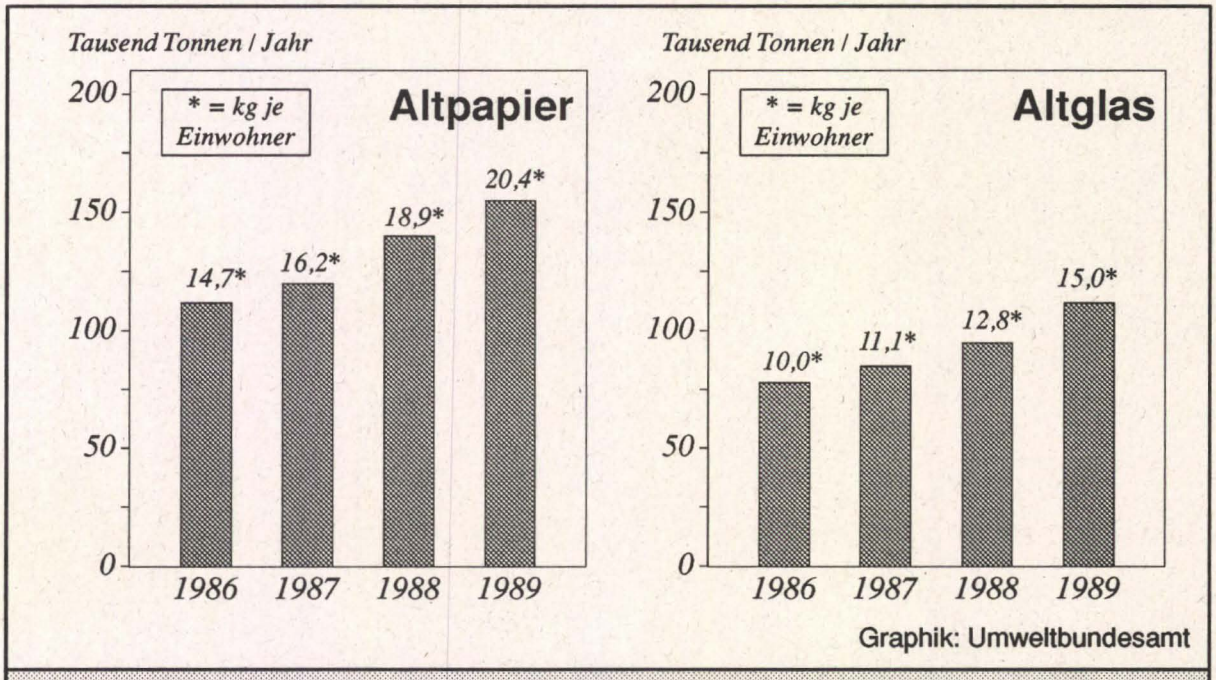


Abb. 2: Gesammeltes Altpapier und Altglas aus Haushalten für die Jahre 1986–1989

Neben der getrennten Sammlung von Alt– und Problemstoffen ist als weiteres wesentliches Ziel der Abfallwirtschaft die getrennte Sammlung von biogenen Abfällen aus Haushalten anzustreben.

In einigen Gemeinden und Bezirken wird eine Trennung in kompostierbare Stoffe und Restmüll bereits durchgeführt.

Die Verwertung und Behandlung der ca. 2,7 Mio. Tonnen Hausmüll, Sperrmüll, Gewerbe– u. Industriemüll und Altstoffe aus Haushalten erfolgte im Jahre 1988 zu

- rd. 9 % in Verwertungsanlagen (Altpapier, Altglas usw.),
- rd. 6 % in Müllsortier– und Aufbereitungsanlagen,
- rd. 17 % in Rotte– und Kompostierungsanlagen (z.T. mit Vorsortierung),
- rd. 5 % in zwei Verbrennungsanlagen (Wien–Flötzersteig und Wels), eine dritte Anlage (Wien–Spittelau) hat nach einem Umbau Ende 1989 den Probebetrieb wieder aufgenommen,
- rd. 63 % direkt auf rd. 200 Deponien. Davon waren Mitte1990 noch rd. 160 Deponien in Betrieb.

Diese Angaben beziehen sich auf den jeweils ersten Behandlungsschritt. Mit den Reststoffen aus der Kompostierung, nicht absetzbarem Kompost und den Verbrennungsrückständen wurden nahezu 90 % des entsorgten Mülls schließlich auf Deponien abgelagert *(siehe erste Farbabbildung nach S. 82).*

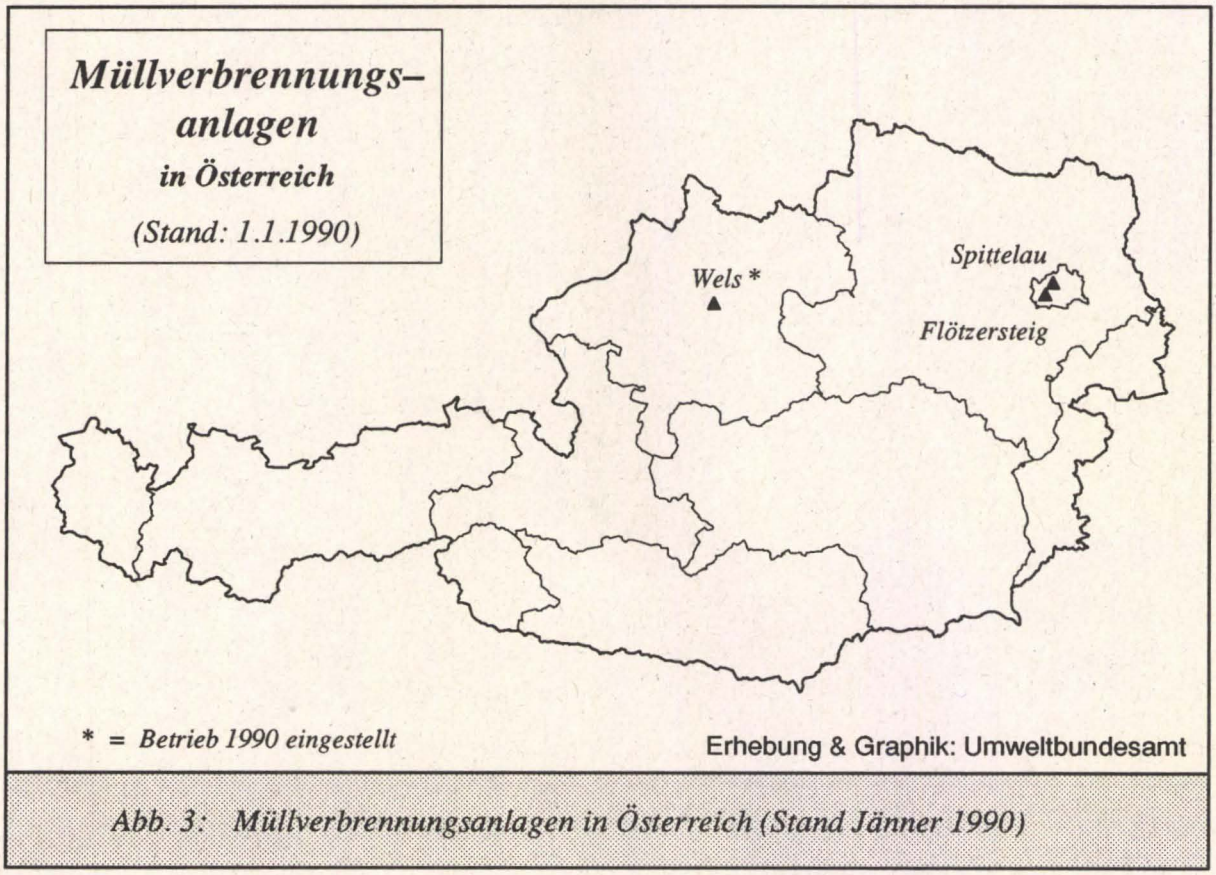


Abb. 3: Müllverbrennungsanlagen in Österreich (Stand Jänner 1990)

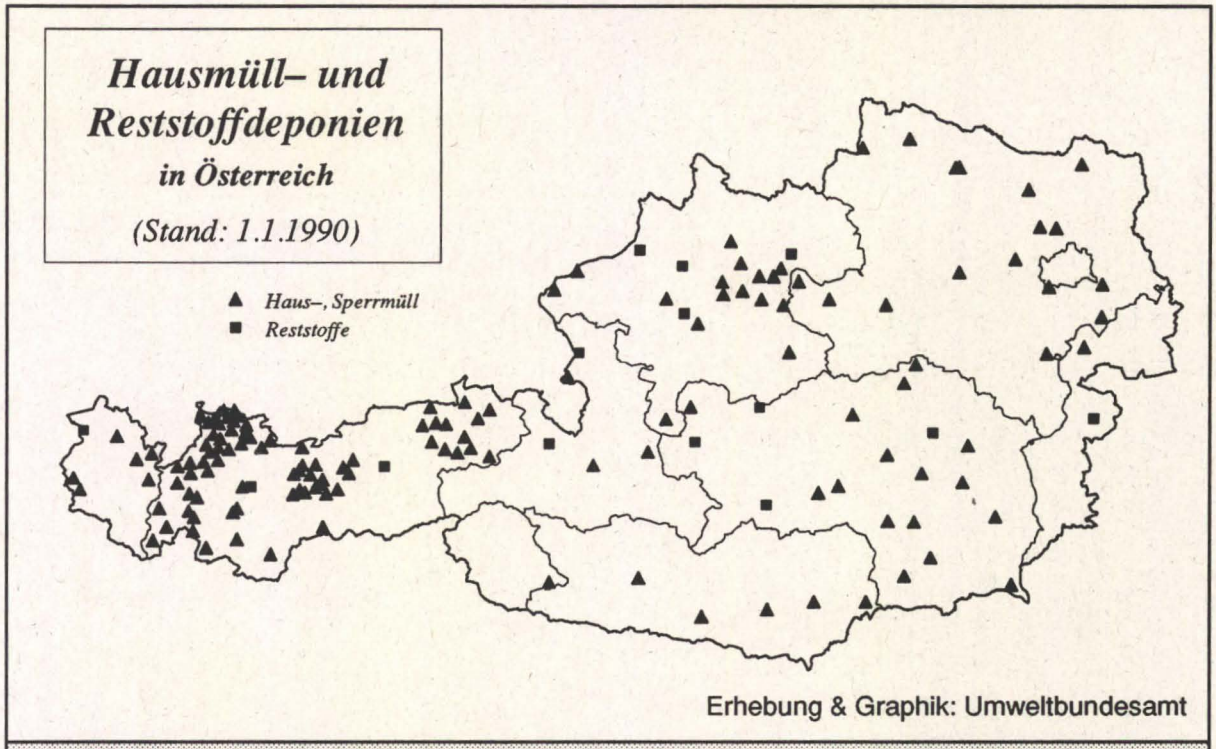


Abb. 4: Standorte der Hausmüll– und Reststoffdeponien in Österreich (Stand: Jänner 1990)

Abb. 5: Standorte der Müllsortieranlagen in Österreich (Stand: Jänner 1990)

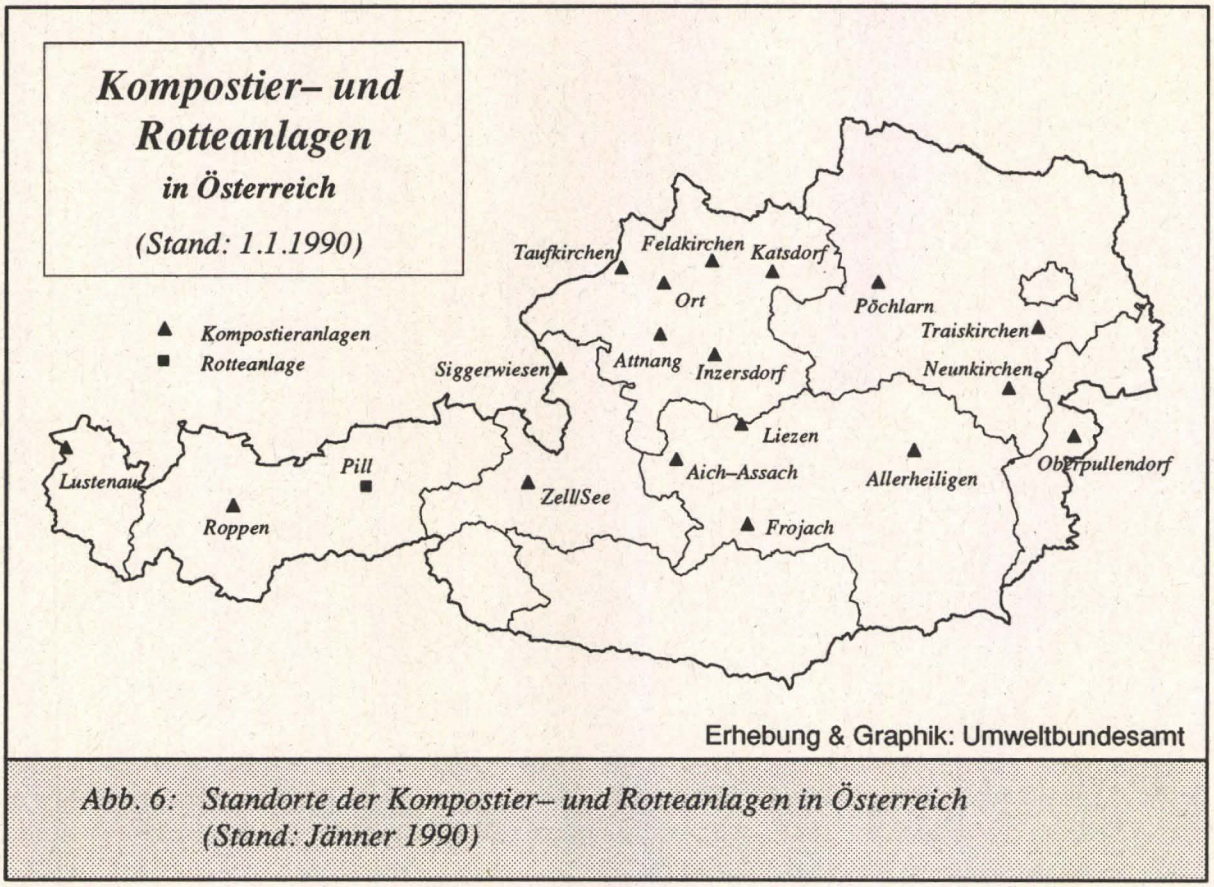


Abb. 6: Standorte der Kompostier– und Rotteanlagen in Österreich (Stand: Jänner 1990)

(b) Sonstige nicht gefährliche Abfälle aus Gewerbe und Industrie

Der Begriff "sonstige nicht gefährliche Abfälle" beinhaltet alle nicht gefährlichen Abfälle wie Bauschutt, Straßenaufbruch, Nahrungs– und Genußmittelabfälle, Abfälle aus der Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung (Klärschlamm), Abfälle aus der Zellstoff– und Papierindustrie, Holzabfälle, Eisen– und Metallabfälle, Textilabfälle, REA–Gips u.v.a. mit Ausnahme von Hausmüll.

Eine in Österreich durchgeführte Erhebung über den jährlichen Anfall dieser nicht gefährlichen Abfälle für das Bezugsjahr 1983 ergab eine Gesamtmasse von über 13 Millionen Tonnen. In dieser gemeldeten Gesamtmasse sind u.a. beträchtliche Massen an Abwässern, Schlämmen und Bodenaushub enthalten. Abgesicherte Daten über den bundesweiten Anfall dieser Abfälle liegen derzeit nicht vor, da sich die Erhebungen jüngeren Datums nur auf einzelne Bezirke oder Bundesländer bzw. bestimmte Abfallstoffe beschränken.

Im Zuge der Erstellung des Bundes–Abfallwirtschaftsplanes wird derzeit vom Umweltbundesamt eine bundesweite Bestandsaufnahme der Situation der Abfallwirtschaft durchgeführt. Weiters sollen konkretere Aussagen über die Verwertung und Behandlung dieser in großen Massen anfallenden, nicht gefährlichen Abfälle gemacht werden. Erste Erhebungen zeigen, daß diese Abfälle heute nur teilweise einer stofflichen Verwertung zugeführt werden, der überwiegende Anteil wird deponiert; ein geringer Teil wird energetisch verwertet.

Den Zielen einer umweltgerechten Abfallwirtschaft entsprechend bemüht man sich um eine weitere Verringerung von nicht gefährlichen Abfällen aus Gewerbe und Industrie. Wegen der großen Massen liegen hier mit Sicherheit die größten Vermeidungspotentiale. Die dann trotzdem noch anfallenden Abfälle sollten grundsätzlich verwertet werden (Verwertungsgebot).

Erst für Abfälle, die innerbetrieblich nicht verwertet werden können, ist die innerbetriebliche Behandlung oder die sortenreine Weitergabe an andere Behandlungsanlagen in Betracht zu ziehen.

1.7.2 Gefährliche Abfälle

Besitzer von gefährlichen Abfällen haben Art, Masse, Herkunft und Verbleib durch Begleitscheine nachzuweisen. Die für das Jahr 1988 bundesweit über befugte Dritte entsorgten gefährlichen Abfälle ergaben eine Gesamtmasse von rd. 139.000 Tonnen (bereinigte Begleitscheinmeldungen). Darin sind jene Abfälle nicht enthalten, die innerbetrieblich behandelt wurden. Für die Sammlung der Abfälle standen bundesweit über 200 befugte Sammler zur Verfügung.

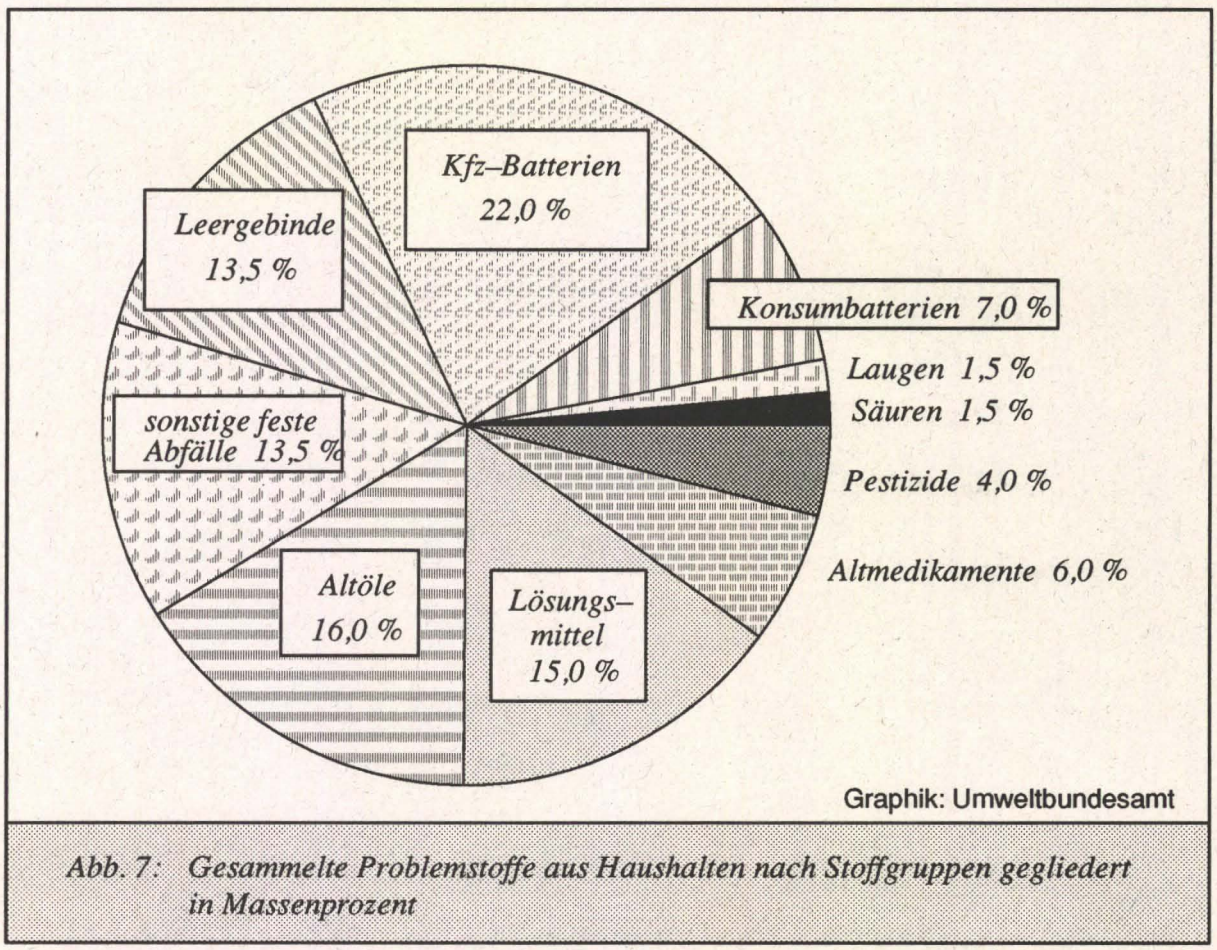
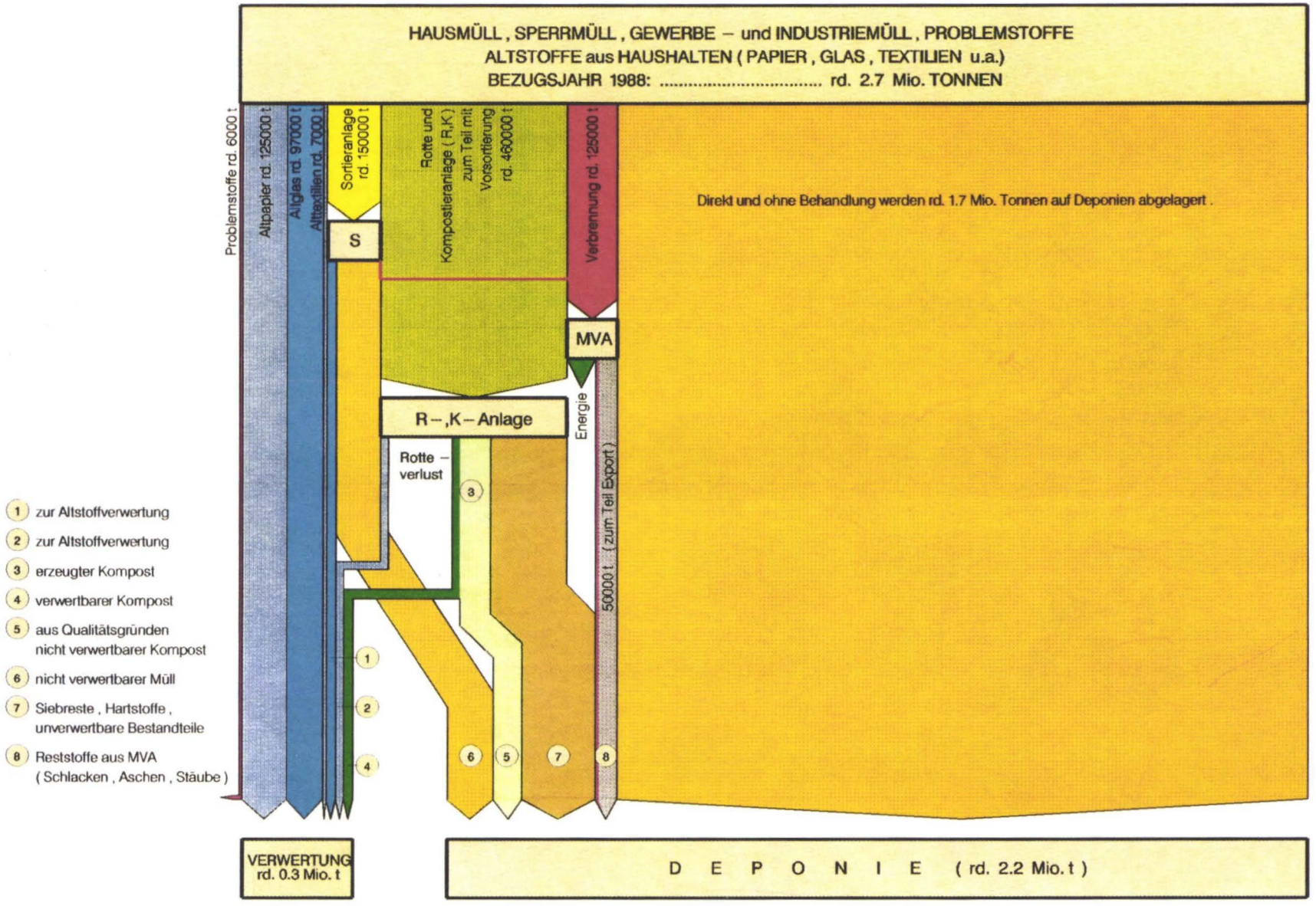


Abb. 7: Gesammelte Problemstoffe aus Haushalten nach Stoffgruppen gegliedert in Massenprozent

Im Hausmüll sind ebenfalls in zunehmendem Maß gefährliche Stoffe (Problemstoffe) vorhanden, die aus der Sicht des vorbeugenden Umweltschutzes nicht gemeinsam mit Hausmüll entsorgt werden dürfen (s. Abb. 7).

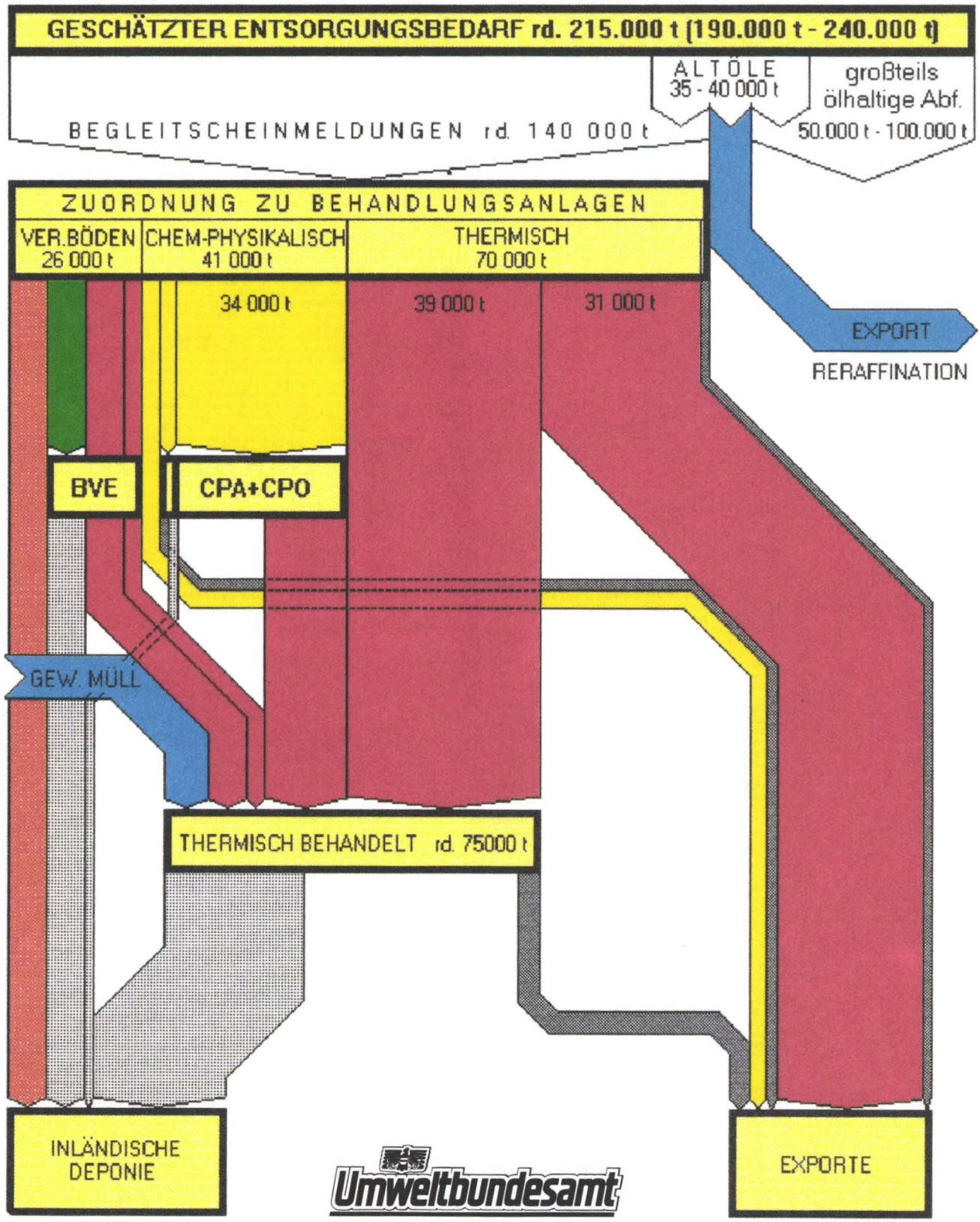
www.parlament.gv.at



Umweltbundesamt

ÜBERWACHUNGSPFLICHTIGE ABFÄLLE UND ALTÖLE 1988

(über befugte Dritte zu entsorgende Abfälle)



Zu diesen Problemstoffen gehören u.a. alle in Haushalten üblicherweise anfallenden toxischen, chemisch agressiven, ökologisch bedenklichen oder leicht entzündbaren Stoffe. Erst durch die getrennte Erfassung dieser Stoffe wird eine ordnungsgemäße Behandlung (Kompostierung, thermische Behandlung, Deponierung) des Hausmülls möglich.

Im Jahre 1989 wurden durch befugte Sammler bundesweit rd. 8.000 Tonnen (bzw. 1 kg pro Einwohner und Jahr) Problemstoffe gesammelt (Abb. 8 u. 9). Daraus ergab sich eine Steigerung um rd. 40 % gegenüber 1988. Die gesamte im Hausmüll enthaltene Masse wird auf über 10.000 t / Jahr geschätzt.

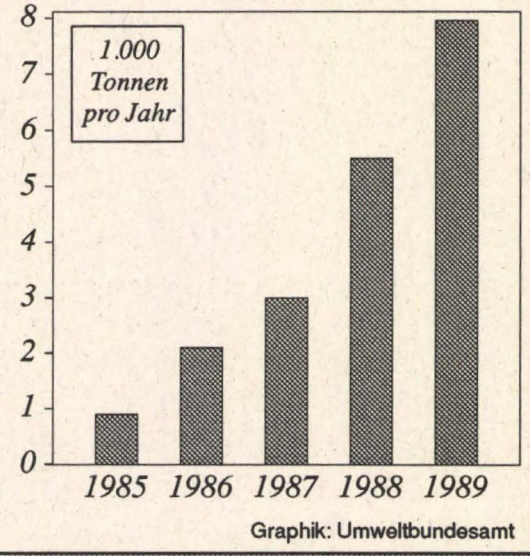


Abb. 8: Gesammelte Problemstoffe 1985–1989 in Tonnen / Jahr

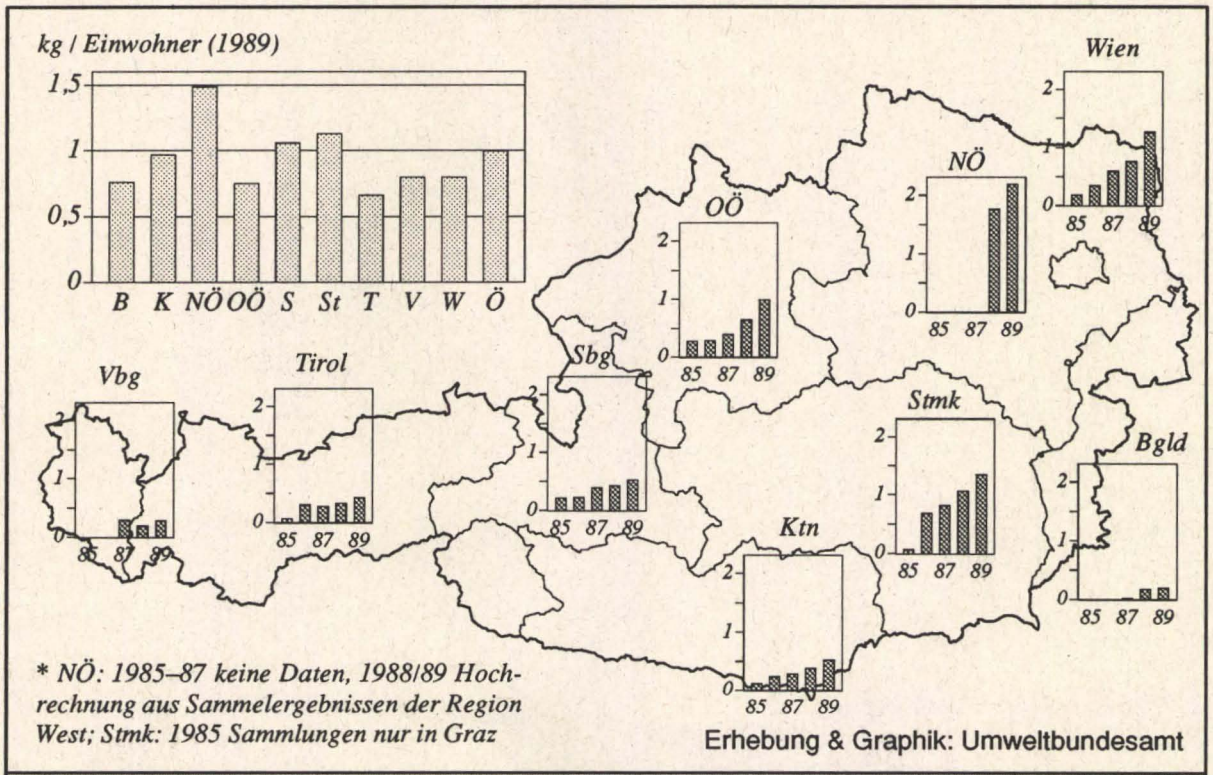


Abb. 9: Gesammelte Problemstoffe in Österreich 1985 – 1989 (in 1.000 t) nach Angaben der Ämter der Landesregierungen

Für die thermische Behandlung von gefährlichen Abfällen standen nur die Entsorgungsbetriebe Simmerung (EBS) zur Verfügung. Im Jahre 1988 wurden dort über 56.000 Tonnen, vorwiegend aus Ostösterreich, behandelt. Daneben wurden rd. 15.000 Tonnen Altöle und halogenfreie Lösemittel in einigen Industrie-

betrieben einer energetischen Verwertung und über 10.000 Tonnen Altöle im Ausland einer stofflichen Verwertung zugeführt. In öffentlich zugänglichen chemisch–physikalischen Behandlungsanlagen wurden im Jahre 1988 über 40.000 Tonnen behandelt. Ölverunreinigter Boden wurde in Abhängigkeit vom Verunreinigungsgrad in biotechnischen oder thermischen Anlagen behandelt oder bei sehr geringem Verunreinigungsgrad direkt deponiert.

Zusätzlich stehen eine Reihe kleinerer Behandlungsanlagen für spezielle Abfallstoffe, sowie mehrere Deponien zur Aufnahme von ausgewählten Abfällen bzw. Reststoffen zur Verfügung. Bemühungen zur Errichtung von öffentlich zugänglichen Deponien zur Aufnahme von Reststoffen aus der Behandlung gefährlicher und nicht gefährlicher Abfälle sowie für Abfallager auf Zeit, sind bundesweit vorhanden. Untertagedeponie gibt es derzeit in Österreich keine.

Im Jahre 1989 wurden von der Bundesministerin für Umwelt, Jugend und Familie Genehmigungen zum Import von rd. 9.000 t und zum Export von rd. 91.500 t gefährlicher Abfälle erteilt. Eine Bestandsaufnahme über die ausgeführten Massen gefährlicher Abfälle (Stand Oktober 1990) auf Grundlage der Rückmeldungen der Exporteure und Recherchen des Umweltbundesamtes ergeben für den Zeitraum vom 1.1.1989 bis 31.12.1989 rd. 24.000 t (s. Abb. 10).

Zusätzlich wurden (s.o.) rd. 10.000 t Altöle gemäß Altölgesetz im Ausland einer stofflichen Verwertung zugeführt.

Vom Umweltbundesamt wurde ein Entwurf für das "Rahmenkonzept zur Beseitigung von überwachungsbedürftigen Sonderabfällen" (UBA–IB–270) erstellt (s. 4.5.2).

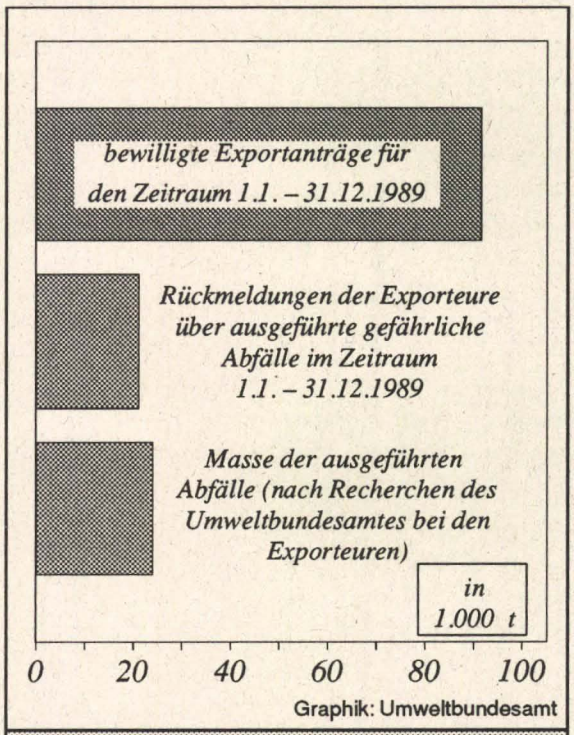


Abb. 10: Österreichische Exportbilanz 1989 für gefährliche Abfälle

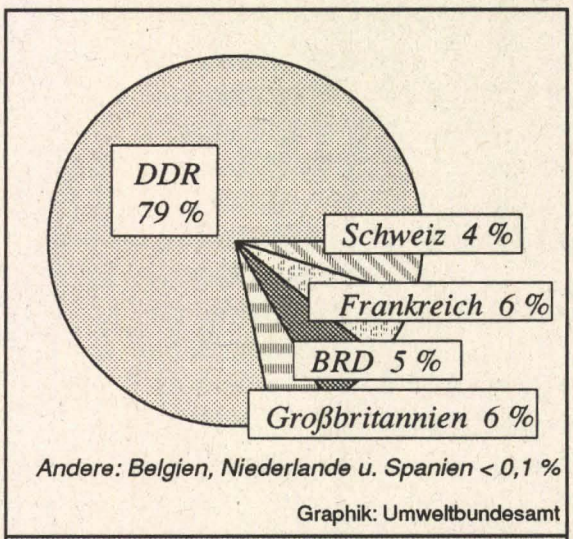


Abb. 11: Bestimmungsländer der 1989 exportierten gefährlichen Abfälle (rd. 24.000 t)

1.7.3 Altablagerungen, Altstandorte und Altlasten

In Österreich existieren nach Schätzungen von Experten der Bundesländer ca. 4.500 Altablagerungen und eine noch unbekannte Anzahl von Industriestandorten, die eine Gefahr für die Gesundheit von Menschen oder für die Umwelt bedeuten können. Um die Finanzierung der Sicherung oder Sanierung gefährlicher Altablagerungen und Industriestandorte – sogenannter Altlasten – sicherzustellen, wurde das Altlastensanierungsgesetz (ALSAG) geschaffen.

Gemäß dem mit 1. Juli 1989 in Kraft getretenen Gesetz haben die Landeshauptleute die Altablagerungen und Industriestandorte dem Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie zu melden. Die gemeldeten Verdachtsflächen werden in einen am Umweltbundesamt geführten Verdachtsflächenkataster aufgenommen. Über eine Verdachtsfläche müssen zumindest jene Informationen gemeldet werden, die die Durchführung einer Erstabschätzung des Gefahrenpotentials ermöglichen. Diese vergleichende Einschätzung erfolgt am Umweltbundesamt nach bundeseinheitlichen Richtlinien.

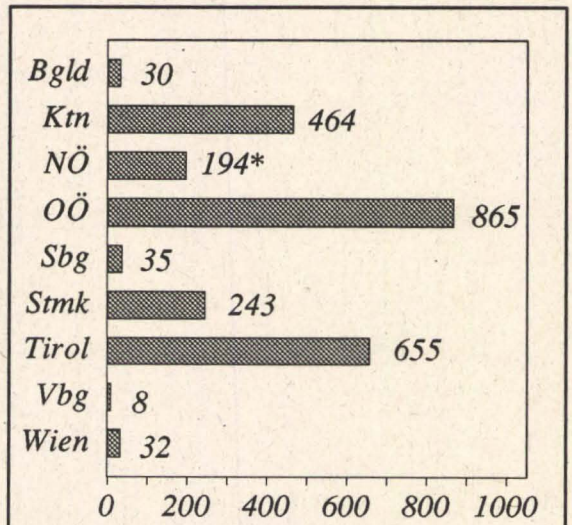
Das Ergebnis der Erstabschätzung ist keine Rangliste der Gefährlichkeit von Verdachtsflächen, sondern ein Überblick über die Dringlichkeit durchzuführender Untersuchungen. Entsprechend dem Handlungsbedarf, der sich aus der Erstbewertung ergibt, werden ergänzende Untersuchungen festgelegt und durchgeführt.

Nach Vorliegen ausreichender Untersuchungsergebnisse ist eine Gefährdungsabschätzung und die allfällige Ausweisung einer Verdachtsfläche als Altlast möglich. Die Gefährdungsabschätzung erfolgt – unter Einbeziehung der Untersuchungsergebnisse – ebenfalls nach bundeseinheitlicher Methode.

Wird durch eine Voruntersuchung nachgewiesen, daß eine Beeinträchtigung eines Schutzgutes (Grundwasser, Oberflächenwasser, Boden, Luft, Sachgüter) bereits eingetreten ist oder ein hohes Gefahrenpotential (latente Gefährdung) vorhanden ist, wird die Verdachtsfläche zur Altlast erklärt und in einem am Umweltbundesamt geführten Altlastenatlas ausgewiesen.

Die Dringlichkeit von Sicherungs–/Sanierungsmaßnahmen wird durch die Zuordnung zu einer (dreistufigen) Prioritätenklasse ausgedrückt.

In den Altlastenatlas kann im Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie und bei den Ämtern der Landesregierungen öffentlich Einsicht genommen werden.



** Vom Amt der Niederösterreichischen Landesregierung wurden darüber hinaus 4.199 Betriebsstandorte als Verdachtsflächen genannt.*

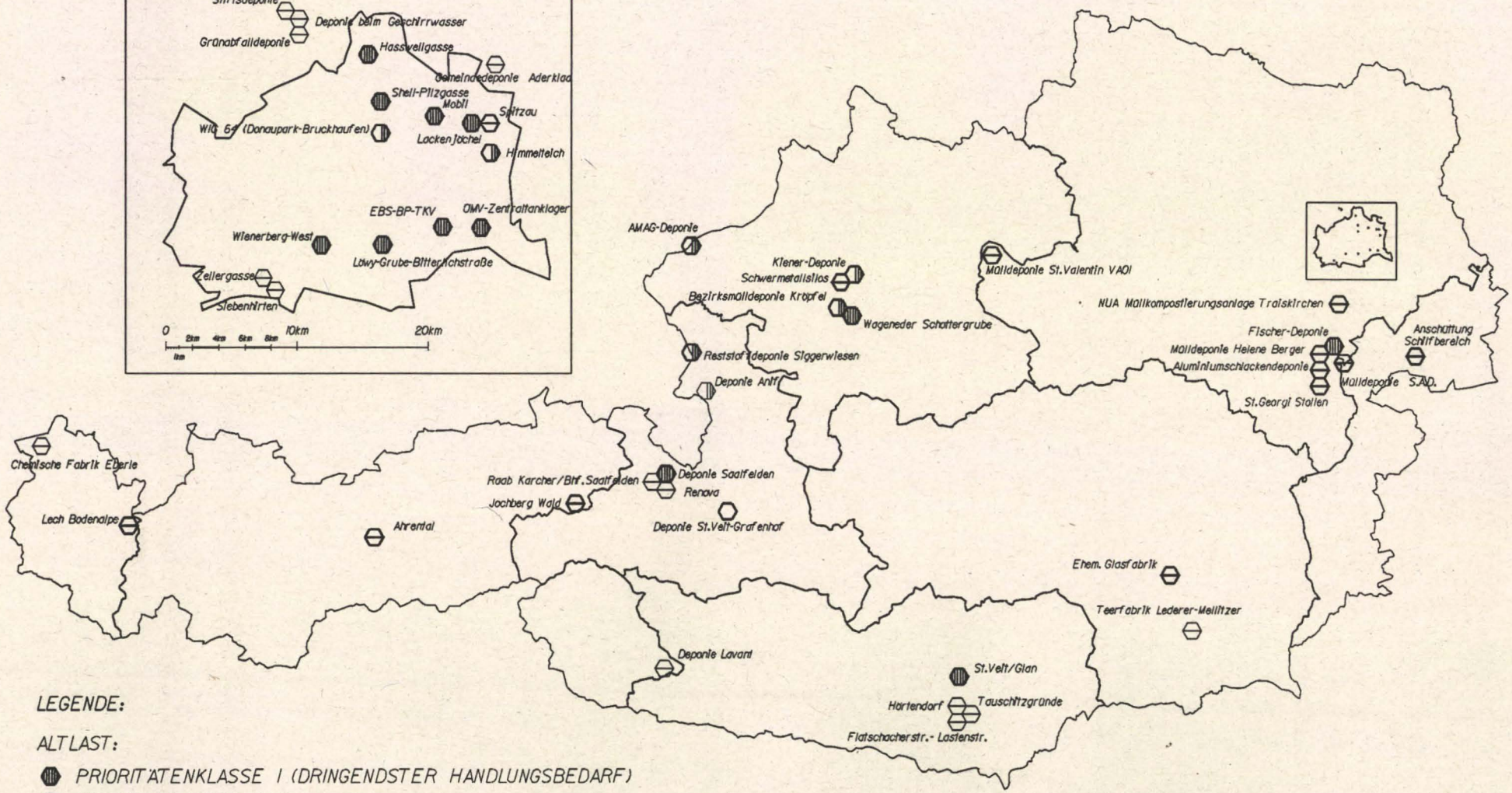
Auswertung & Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 12: Statistik der in Österreich gem. Altlastensanierungsgesetz gemeldeten Verdachtsflächen (Stand: 1. Juni 1991)

ALTLASTEN

(GEMÄSS ALTLASTENSANIERUNGSGESETZ)

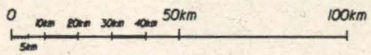
STAND: 18.6.1991



LEGENDE:

ALTLAST:

- PRIORITÄTENKLASSE 1 (DRINGENDSTER HANDLUNGSBEDARF)
- PRIORITÄTENKLASSE 2
- PRIORITÄTENKLASSE 3
- NOCH KEINER PRIORITÄTENKLASSE ZUGEORDNET
- GESICHERT ODER SANIERT



Umweltbundesamt

www.parlament.gv.at

Mit Stand 1. Juni 1991 waren der Bundesministerin für Umwelt, Jugend und Familie 2.526 Verdachtsflächen gemeldet und wurden in den Verdachtsflächenkataster aufgenommen. Darüber hinaus wurden 4.199 Betriebsstandorte in den Bezirken Melk, Hollabrunn, Mödling und Mistelbach als Verdachtsflächen genannt (Abb. 12).

Angesichts der großen Zahl noch nicht gemeldeter Verdachtsflächen ist in nächster Zeit mit einer großen Anzahl an Meldungen zu rechnen.

Bis 18. Juni 1991 wurden 47 Verdachtsflächen als Altlasten gemäß Altlastensanierungsgesetz ausgewiesen und im Altlastenatlas verzeichnet (s. Abb.).

1.7.4 Rechtliche Aspekte

Auf Basis der neu geschaffenen Bundeskompetenz und der Leitlinien zur Abfallwirtschaft trat mit 1. Juli 1990 das Bundesgesetz über die Vermeidung und Behandlung von Abfällen (Abfallwirtschaftsgesetz – AWG) in Kraft.

Wesentliche Bestimmungen in diesem Gesetz betreffen:

- Maßnahmen zur Abfallvermeidung;
- Vorschriften zur Abfallverwertung;
- Verpflichtung zur Erstellung eines Bundes–Abfallwirtschaftsplanes;
- Erlaubnispflicht für Abfallsammler und –behandler;
- Verwertungs– und Behandlungsgrundsätze;
- besondere Bestimmungen für Altöl;
- Bestimmungen über die Sicherung von Standorten für die Behandlung gefährlicher Abfälle;
- Regelungen über die Ausfuhr, Einfuhr und Durchfuhr von Abfällen;
- Kontrolle des Verbleibs von gefährlichen Abfällen durch einen Datenverbund (s. 4.5.1).

Auf Grund der im Abfallwirtschaftsgesetz verankerten Verordnungsermächtigungen wurden bisher Verordnungen erlassen, durch die folgende Ziele erreicht werden sollen:

- die Vermeidung, Verringerung und Verwertung von Abfällen aus Getränkeverpackungen;
- die Verwendung leicht löslicher Etiketten auf Verpackungen für Lebensmittel;
- die Rücknahme und Pfanderhebung von wiederbefüllbaren Getränkeverpackungen aus Kunststoffen;
- die Kennzeichnung, Rücknahme und Pfanderhebung von bestimmten Lampen;
- die Rücknahme und Schadstoffbegrenzung von Batterien und Akkumulatoren.

Weitere Verordnungsentwürfe wurden ausgearbeitet und sind zum Teil in Begutachtung. Werden die in den oben genannten Verordnungen vorgeschriebenen Rücknahmequoten und Kontingente nicht erreicht, sollen im Abfallwirtschaftsgesetz vorgesehene Verkehrsbeschränkungen erlassen werden (Pfandbeiträge, Entsorgungsbeiträge etc.).

1.8 Lärm

Lärm nimmt unter den Umweltbelastungen, denen der Mensch ausgesetzt ist, eine Sonderstellung ein. Während "echte" Schadstoffe – wie etwa Kohlenwasserstoffe, Schwefeldioxid oder Schwermetalle – Stoffe im physikalischen Sinne sind, ist Schall eine Energieform. Schadstoffe bleiben nach ihrer Emission lange in der Umwelt erhalten. Die Schallenergie dagegen wird sehr rasch in Wärme umgewandelt und "verschwindet" damit wieder.

Trotz dieser a priori günstigen Sonderstellung gibt es kaum eine Umweltbelastung, die so direkt auf den Menschen wirkt und von ihm so unmittelbar als störend empfunden wird, wie der Lärm. Es wurde daher bereits zu einer Zeit, in der Umweltschutz noch einen relativ geringeren Stellenwert besaß, begonnen, die Ursachen von Lärmbelästigungen zu erforschen und Maßnahmen zum Schutz vor Lärm zu setzen.

Österreichweit betrachtet, hat sich der Anteil an der Gesamtbevölkerung, der sich in seiner Wohnung von Lärm gestört fühlt, von 50 % im Jahr 1970 auf 38 % verringert. Zugenommen hat dagegen die Bedeutung des Verkehrslärms. War im Jahr 1970 der Verkehr zu 77 % die Ursache für die Lärmbelästigung, sind es im Jahr 1988 bereits 82 %.

1.8.1 Lärmsituation in Österreich

Informationen über die Lärmbelästigung der Bevölkerung, d. h. die subjektive Einschätzung der Lärmsituation durch die Bevölkerung, liefert die Mikrozensuserhebung des Österreichischen Statistischen Zentalamtes. Dabei handelt es sich um eine Repräsentativumfrage, die mündlich durchgeführt und für ganz Österreich hochgerechnet wird.

In der letzten derartigen Erhebung im Jahre 1988 haben 6,7 % der Bevölkerung angegeben, in ihrer Wohnung einer sehr starken Lärmbelästigung ausgesetzt zu sein, 12,8 % waren einer starken und 18,9 % einer nur geringfügigen Lärmbelästigung ausgesetzt (Abb. 1). Betrachtet man die Entwicklung seit 1970, dem Jahr, in welchem die erste derartige Repräsentativumfrage stattfand, dann ist ein deutlicher Trend zur Verbesserung der Situation feststellbar. Die Zahl jener Personen, die einer sehr starken Lärmbelästigung ausgesetzt sind, hat sich seit 1970 um rund ein Drittel verringert, die Zahl derer, die keine Lärmbelästigung empfinden, hat sich von 49,9 % im Jahr 1970 auf 61,6 % im Jahr 1988 erhöht.

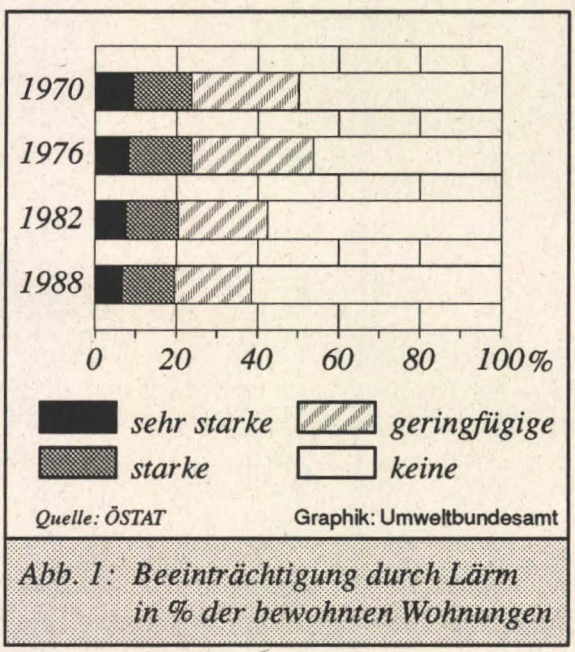


Abb. 1: Beeinträchtigung durch Lärm in % der bewohnten Wohnungen

Für eine effiziente Lärmbekämpfung ist die Kenntnis der Lärmverursacher wesentlich. Auch dazu geben die Mikrozensuserhebungen Auskunft. Hier werden

der Verkehr im allgemeinen und der Straßenverkehr im speziellen am häufigsten genannt. Im Jahr 1988 wurde der Straßenverkehr in 75,3 % der Fälle für eine starke oder sehr starke Lärmbelästigung verantwortlich gemacht, der Verkehr insgesamt, d.h. Straßen–, Flug– und Eisenbahnverkehr, in 82,3 % der Fälle (Abb. 2). Die übrigen Verursacher und Lärmquellen – Betriebslärm mit 5,9 %, Lärm aus umliegenden Wohnungen und der Nachbarschaft mit 7,5 % sowie Lärm von nicht näher definierten Verursachern besitzen dagegen nur geringe globale Bedeutung. Trotzdem darf nicht außer acht gelassen werden, daß eine andere Lärmart als Verkehrslärm wohl ein großes lokales Problem darstellen kann.

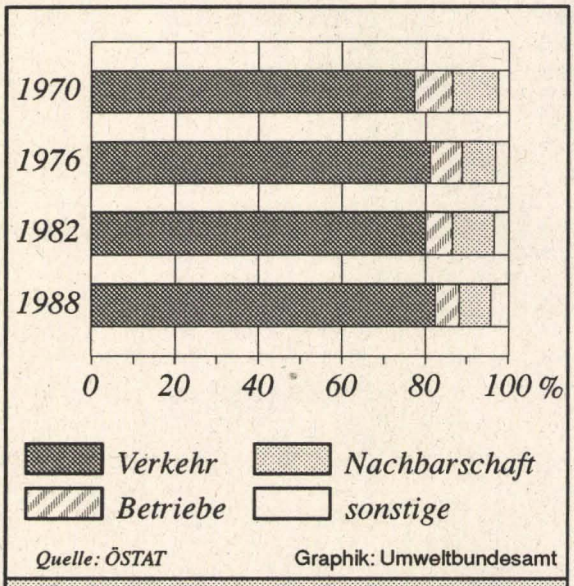


Abb. 2: Art der Lärmquelle in Wohnungen mit sehr starker oder starker Lärmstörung (Mikrozensus 1988)

Wie sehr Verkehrslärm ein globales, viele Menschen betreffendes Problem ist, wird wieder aus der Betrachtung der Zeitreihe deutlich. Während die Lärmstörungen insgesamt sowohl hinsichtlich der Intensität als auch der Anzahl der Nennungen seit 1970 abgenommen haben, ist der Anteil des Verkehrs bei der Angabe der Quelle von Lärmbelästigungen weiter gestiegen.

Neben der subjektiven Lärmbelästigung werden in Österreich von einer Reihe von Ämtern und Körperschaften Schallpegelmessungen und Modellrechnungen durchgeführt. Diese Messungen und Rechnungen dienen der Ermittlung und Darstellung der objektivierbaren, physikalischen Größen der Lärmbelastung, ausgedrückt in Schallpegeln mit der Einheit Dezibel. Das Umweltbundesamt führt im Rahmen der Umweltkontrolle u.a. Modellrechnungen durch, die einen österreichweiten Überblick über die Verkehrslärmbelastung geben. Die Darstellung der Daten erfolgt in Form sogenannter (Verkehrs–)Lärmkataster (s. 4.1.4).

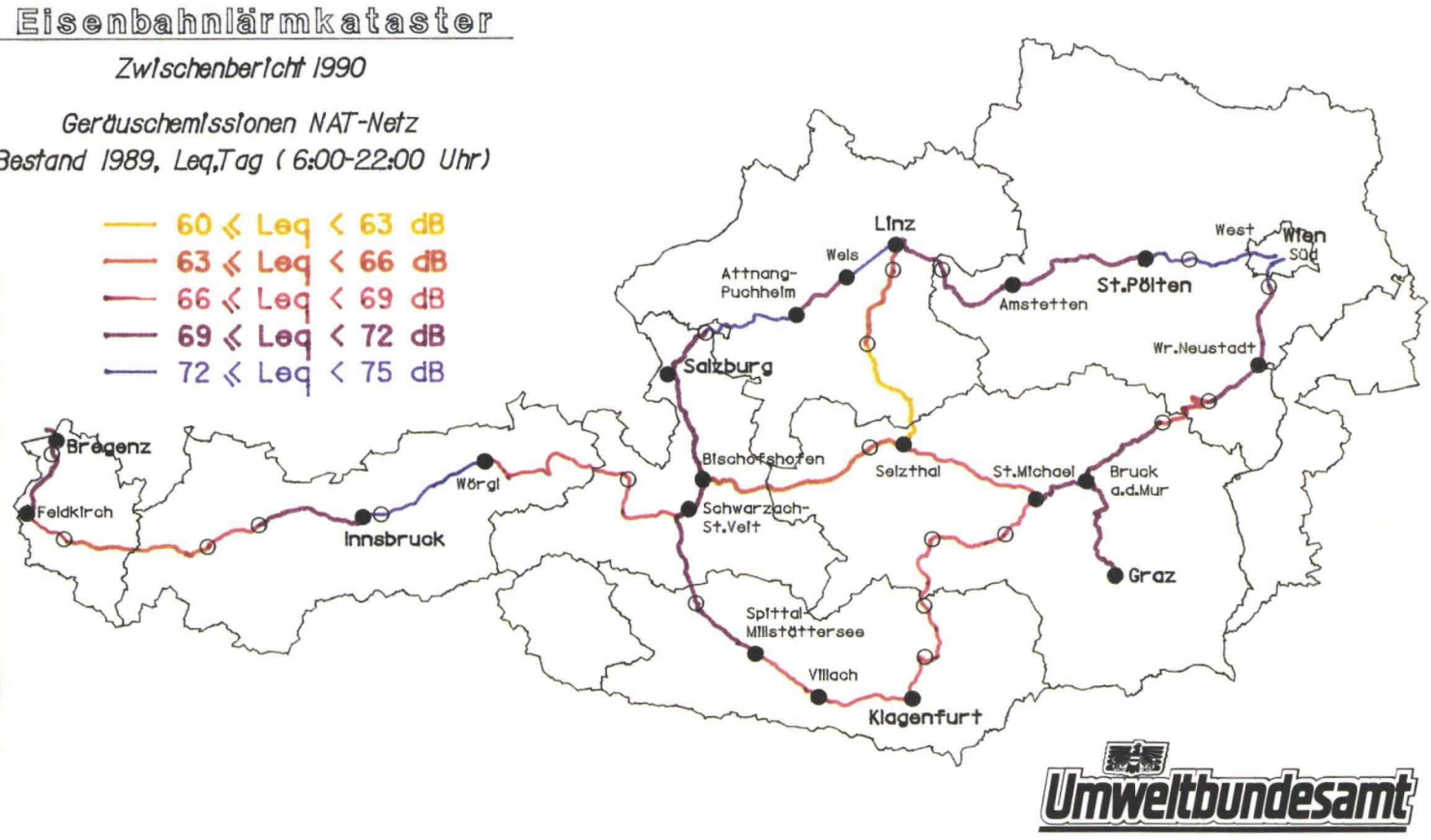
Straßenverkehrslärm

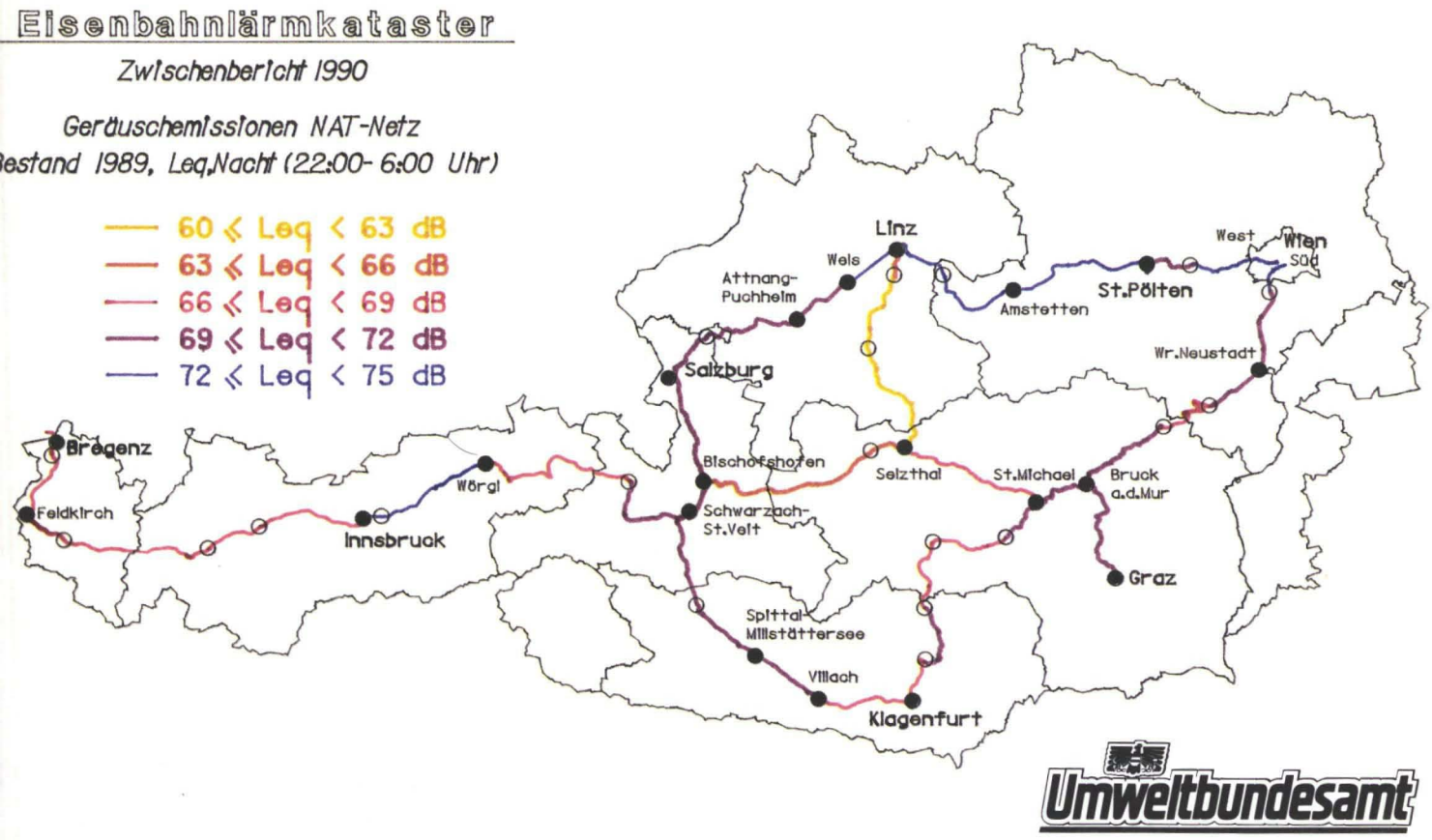
Das Bundesministerium für Wirtschaftliche Angelegenheiten betreibt an 62 Querschnitten des österreichischen Autobahn–, Schnellstraßen– und Bundesstraßennetzes automatische Verkehrszählstellen, welche rund um die Uhr die Verkehrsstärke, getrennt nach Personen– und Lastkraftwagen, aufzeichnen. Aus den Verkehrsdaten läßt sich die Lärmbelastung in diesen Abschnitten berechnen (Tab. 1).

In diesen stark belasteten Abschnitten des Bundesstraßennetzes ist mit einem Emissionspegel in der Größenordnung von 55 bis 75 dB tagsüber und 50 bis 70 dB nachts zu rechnen. Eine ebenso hohe Belastung der neben diesen Straßen wohnenden Bevölkerung kann daraus nicht abgeleitet werden, da die Straßenverwaltung bereits vor rund einem Jahrzehnt begonnen hat, bei Überschreitung von 65 dB tagsüber und 55 dB nachts Lärmschutzmaßnahmen (Schallschutzwände, –fenster) zu setzen.

Tab. 1: Schallemissionen des Straßenverkehrs an österreichischen Autobahnen, Schnell– und Bundesstraßen (Quelle: Straßenlärmkataster des Umweltbundesamtes)

ZSt	BdStr - km	Ort	MO-SO Ges	MO-SO LKW	Leq.D	Leq.N	Leq.DN
2	A_1-km_22	Pressbaum	23296	1431	71.4	64.4	72.7
4	B_17-km_65	Koettlach	7776	434	60.2	53.2	61.4
6	A_2-km_16	Traiskirchen	66175	5965	78.1	71.1	79.4
14	B_1-km_206	Wels	15470	1460	66.7	59.7	68.0
16	B_126-km_6	Haselgraben	8556	435	66.5	59.5	67.8
19	A_1-km_207	Vorchdorf	27430	3950	74.5	67.5	75.8
24	B_83-km_15	Neumarkt	4258	795	66.7	59.8	68.0
26	S_35-km_16	Roethelstein	11861	1781	68.9	61.9	70.2
28	B_113-km_31	Wald/Schober	11372	1933	68.8	61.8	70.0
39	B_190-km_27	Feldkirch	17786	922	63.7	56.7	64.9
41	B_312-km_63	Unken	keine Zähl	ergebnisse	*	*	*
43	B_314-km_60	Musau	9605	726	67.4	60.4	68.7
44	B_171-km_135	Imst	2303	129	57.8	50.8	59.1
45	A_13-km_15	Matrei	17833	4014	70.8	63.8	72.1
46	A_12-km_53	Vomp	34570	5996	75.6	68.6	76.9
51	B_138-km_58	Wind.Garsten	5916	1114	66.0	59.0	67.2
53	A_22-km_25	Korneuburg	28380	2836	72.5	65.5	73.8
56	B_116-km_21	Niklasdorf	4169	462	60.3	53.3	61.6
57	B_146-km_56	Stainach	12753	1623	63.4	56.4	64.7
58	B_121-km_5	Mauer	10224	1039	62.1	55.1	63.3
62	A_14-km_20	Dornbirn	27292	2024	72.2	65.2	73.4
66	A_10-km_29	Ofenauer-T.	30397	4012	71.3	64.4	72.6
68	B_3-km_70	Ob.Zoegersdf	10033	1367	68.1	61.2	69.4
70	A_9-km_8	Wundschuh	22012	2345	73.4	66.4	74.7
72	A_12-km_86	Kematen	34937	3068	73.3	66.4	74.6
74	B_227-km_10	Wien/Nordbr.	73832	3871	71.9	64.9	73.1
79	B_312-km_14	Bocking	14399	2316	69.8	62.8	71.0
81	S_16-km_16	Arlbergt.	4824	803	63.8	56.8	65.0
82	B_137-km_56	Vielsassing	5424	923	65.6	58.6	66.8
86	A_9-km_176	Gleinalmt.	9361	1228	66.2	59.2	67.5
87	A_14-km_9	Pfaendert.	12987	1126	67.0	60.0	68.2
88	B_314-km_17	Fernstein	8862	714	67.2	60.2	68.4
89	B_226	Wien/Fl.-Br.	33714	1623	68.0	61.0	69.2
92	A_1-km_295	Siezenheim	keine Zähl	ergebnisse	*	*	*
93	A_21-km_15	Alland	16121	2730	70.3	63.3	71.5
94	S_31-km_51	Mattersburg	7139	689	66.5	59.5	67.7
97	A_9-km_101	Bosruckt.	3268	504	63.9	57.0	65.2
98	S_6-km_62	Tanzenbergt.	12372	1645	69.5	62.5	70.7
100	A_12-km_0	Kufstein	24350	4300	70.9	64.0	72.2
102	A_1-km_99	Ybbs	29808	4491	74.9	67.9	76.2
104	A_2-km_67	Grimmenstein	20681	2262	73.2	66.2	74.4
105	B_108-km_14	Felbertauern	3279	142	62.2	55.2	63.5
108	A_8-km_76	Suben	7839	1198	67.1	60.1	68.4
109	B_70-km_139	Dolina	17228	1388	67.0	60.0	68.2
111	B_76-km_18	Rassach	7235	350	59.7	52.7	61.0
112	B_50-km_136	B-Tatzmannsd.	5180	487	65.0	58.1	66.3
113	B_37-km_31	Nd.Gruenbach	927	169	57.9	50.9	59.2
114	S_33-km_1	St.Poelten	8258	1258	69.3	62.4	70.6
115	A_21-km_37	Brunn/Geb.	keine Zähl	ergebnisse	*	*	*
116	A_2-km_2	Voesendorf	keine Zähl	ergebnisse	*	*	*
119	A_14-km_38	Ambergtunnel	15491	1627	70.0	63.0	71.3
120	A_10-km_166	Kreisierw.T.	16369	1740	70.1	63.2	71.4
121	S_6-km_16	Enzenreith	8778	1261	69.6	62.6	70.8
122	A_1-km_173	Haid	47594	6344	76.9	69.9	78.1
125	A_2-km_104	Loipersdorf	12627	1699	69.1	62.1	70.4
126	A_12-km_133	Imst	14314	1469	69.5	62.6	70.8
127	B_170-km_27	Gundhabing	8095	446	66.3	59.4	67.6
128	S_6-km_76	Niklasdorf	12902	2129	70.0	63.1	71.3
129	S_6-km_82	Massenbergt.	9072	2107	67.3	60.3	68.5
130	A_9-km_221	Plabutscht.	11667	1935	69.6	62.6	70.9
132	A_1-km_51	St.Poelten	35757	4812	73.7	66.7	74.9
133	A_22-km_2	Wien/Kaiserm	42281	3719	72.1	65.1	73.4


Eisenbahnlärmkataster
Zwischenbericht 1990
Geräuschemissionen NAT-Netz
Bestand 1989, Leq,Tag (6:00-22:00 Uhr)
60 < Leq < 63 dB
63 < Leq < 66 dB
66 < Leq < 69 dB
69 < Leq < 72 dB
72 < Leq < 75 dB
Bregenz
Feldkirch
Innsbruck
Wörgl
Salzburg
Attnang-Puchheim
Wels
Linz
Bischofshofen
Schwarzach-St.Veit
Selzthal
St.Michael
Bruck a.d.Mur
Graz
Amstetten
St.Pölten
West
Wien Süd
Wr.Neustadt
Spittal-Millstättersee
Villach
Klagenfurt
Umweltbundesamt


Eisenbahnlärmkataster
Zwischenbericht 1990
Geräuschemissionen NAT-Netz
Bestand 1989, Leq,Nacht (22:00- 6:00 Uhr)
60 < Leq < 63 dB
63 < Leq < 66 dB
66 < Leq < 69 dB
69 < Leq < 72 dB
72 < Leq < 75 dB
Bregenz
Feldkirch
Innsbruck
Wörgl
Salzburg
Attnang-Puchheim
Wels
Linz
Bischofshofen
Schwarzach-St.Veit
Selzthal
St.Michael
Bruck a.d.Mur
Graz
Amstetten
St.Pölten
West
Wien Süd
Wr.Neustadt
Spittal-Millstättersee
Villach
Klagenfurt
Umweltbundesamt

Eisenbahnlärm

Die für die Hauptstrecken der Bundesbahn – das Streckennetz des Neuen Austro–Taktes 1991 – durchgeführte Modellrechnung liefert Emissionsbelastungen in der Größenordnung zwischen 60 und 80 dB *(siehe Farbabbildung nach S. 90).*

Die Berechnungen wurden für das Jahr 1989 jeweils für die Zeiträume Tag und Nacht durchgeführt. Dabei hat sich gezeigt, daß einerseits die Mehrzahl der Abschnitte einen Schallpegel über 65 dB besitzt, und daß die Lärmbelastung andererseits auch in der Nacht nicht wesentlich sinkt, sondern in einigen Abschnitten sogar über jener bei Tag liegt. Das ist auf den Güterzugverkehr zurückzuführen, der höhere Emissionspegel als der Personenverkehr besitzt und hauptsächlich in der Nacht abgewickelt wird.

Passive Lärmschutzmaßnahmen, wie etwa Schallschutzwände oder Schallschutzfenster, wurden bisher nur vereinzelt, an Verschubbahnhöfen gesetzt.

Fluglärm

Untersuchungen über die Fluglärmbelastung im Nahbereich von Flughäfen existieren zur Zeit nur für zwei der sechs internationalen Flughäfen Österreichs (Tab. 2). Ausgewiesen ist in dieser Tabelle jene Fläche, die mit einem bestimmten Geräuschpegel belastet ist. 65 dB stellt dabei jenen zumutbaren Grenzwert für Wohnen dar, wie er beispielsweise für Straßenverkehrslärm an Bundesstraßen festgesetzt wurde. Für Fluglärm selbst gibt es keine Immissionsgrenzwerte und damit auch keine passiven Schallschutzmaßnahmen (Schallschutzwände, –fenster) bzw. Nutzungsbeschränkungen (Verbot von Wohngebieten in bestimmten Fluglärmzonen).

Tab. 2: Fluglärmzonen in ha im Nahbereich der internationalen Flughäfen Österreichs (A–bew. L_{DN} [0–24h])

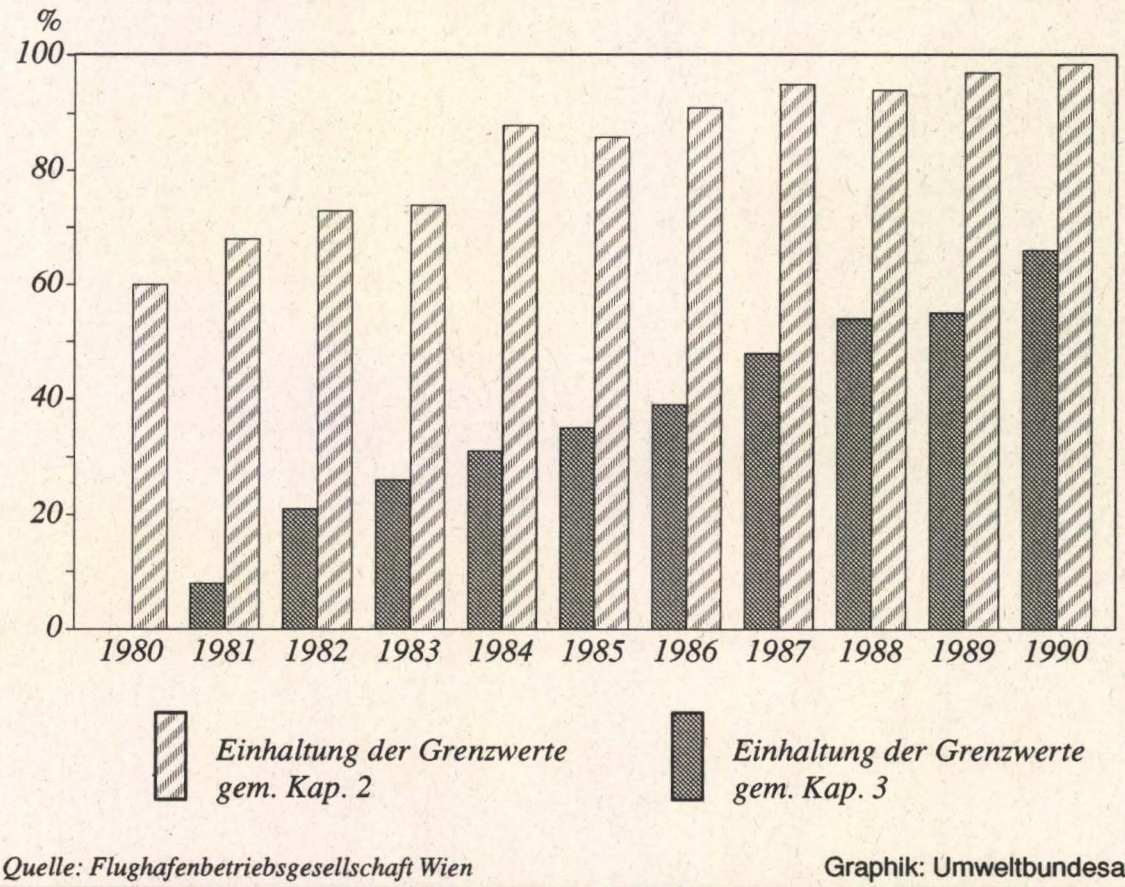
Flughafen	*60 dB*	*65 dB*	*70 dB*	*75 dB*	*Summe (ha)*
Graz	*keine Daten verfügbar*				
Innsbruck (1989)	*328*	*114*	*47*	*19*	*508*
Klagenfurt	*keine Daten verfügbar*				
Linz	*keine Daten verfügbar*				
Salzburg	*keine Daten verfügbar*				
Schwechat (1988)	*5.695*	*2.357*	*1.014*	*475*	*9.541*

Eine Zeitreihe über die Veränderung der Fluglärmbelastung im Nahbereich von Flughäfen existiert nur für den Flughafen Wien–Schwechat. Dies ist der einzige österreichische Flughafen, für den eine Verpflichtung zur Ermittlung der Fluglärmzonen besteht; diese Ermittlung ist jährlich durchzuführen. Trotz der Zunahme der Starts und Landungen seit 1980 um rund 17 % hat sich die mit 66 dB belastete Fläche von 34 km^2 auf 15 km^2 verringert (Tab. 3). Dieser Effekt ist auf die allmähliche Substitution alter, lauter durch neue, relativ leisere Flugzeuge zurückzuführen.

Tab. 3: Veränderung der Fluglärmzone des Flughafens Wien–Schwechat mit einem A–bewerteten Dauerschallpegel L_{eq}=66 (q = 4; in dB) für die lärmzertifizierten Flugzeuge gemäß Annex 16, Kap. 2 u. 3 der ICAO–Richtlinien

Jahr	Anzahl der Flugbewegungen / Jahr	Veränderung in % (+/–)	Fläche der Fluglärmzone L_{eq}=66 dB (q = 4)	Flugzeuge nach A16 Kap. 2+3	nach A16 Kap. 3
1980	38.808		34,24	60 %	0 %
1981	38.894	+ 0,2	20,47	68 %	8 %
1982	37.846	– 2,7	18,35	73 %	21 %
1983	37.427	– 1,1	17,84	74 %	26 %
1984	39.459	+ 5,4	17,25	88 %	31 %
1985	42.034	+ 6,5	18,48	86 %	35 %
1986	43.555	+ 3,6	17,05	91 %	39 %
1987	45.189	+ 3,8	15,13	95 %	48 %
1988	48.383	+ 7,1	14,63	94 %	54 %
1989	52.319	+ 8,1	15,52	97 %	55 %
1990	57.002	+ 9,0	15,31	98,4 %	66 %

Quelle: Flughafenbetriebsgesellschaft Wien



Quelle: Flughafenbetriebsgesellschaft Wien Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 3: Anteil der lärmzertifizierten Flugzeuge gemäß Annex 16, Kap. 2 u. 3 der ICAO–Richtlinien an der Gesamtzahl der Flugbewegungen

1.8.2 Maßnahmen zur Minderung von Verkehrslärm

Die Strategie der Lärmbekämpfung im Verkehrsbereich hat sich zunehmend von der Abschirmung des Betroffenen von der Lärmquelle (Immissionsminderung bzw. passiver Lärmschutz) zu einer Verringerung der Emissionen an den Quellen (Emissionsminderung bzw. aktiver Lärmschutz) gewandelt.

1989 wurde erstmals der Begriff des lärmarmen Lastkraftwagens in einer Verordnung festgeschrieben. In enger Anlehnung an die ÖAL–Richtlinie Nr. 29 wird das Konzept der Gewährung von Benutzervorteilen für emissionsarme Kraftfahrzeuge bzw. Benutzungsbeschränkungen für nicht entsprechende Fahrzeuge (Nachtfahrverbot) entwickelt. Ein Lastkraftwagen bzw. Omnibus gilt dann als lärmarm im Sinne der Rechtsnorm, wenn bei einer Motorleistung von weniger als 150 kW 78 dB(A) und bei mehr als 150 kW 80 dB(A) nicht überschritten werden.

Erstmalige Anwendung fand diese Regelung bei der Erlassung eines Nachtfahrverbotes für nicht lärmarme Lastkraftwagen in Tirol. Diese Maßnahme hat die Lärmbelastung entlang der Inntal– und Brennerautobahn in den Nachtstunden entscheidend gesenkt und die Lebensbedingungen der Anrainer verbessert.

Diese partiellen Ansätze zur Reduzierung der Belastung der Bevölkerung durch Verkehrslärm ersetzen jedoch nicht die Notwendigkeit einer umfassenden Verkehrspolitik. Verschärfung der Emissionsgrenzwerte, Tempolimits, flächenhafte Verkehrsberuhigung sowie die bundesweite Anwendung von Nachtfahrverboten für nicht lärmarme Lastkraftwagen könnten weitere Schritte zur Erreichung dieses Zieles sein.

Bei der Fluglärmbekämpfung wurde eine Verbesserung durch die jüngste Novelle zur Zivilluftfahrzeugzulässigkeitsverordnung (ZLZV) vom Jänner 1990 erzielt. Diese Verordnung gibt die zulässigen Emissionspegel von Flugzeugen an und orientiert sich an den Grenzwerten der internationalen Zivilluftfahrtbehörde gemäß Kapitel 2 u. 3 des Annex 16 (ICAO).

Nicht lärmzertifizierte, d.h. sehr laute Flugzeuge, dürfen in Österreich seit dem 1. Jänner 1990 ausnahmslos weder starten noch landen. Bis 1996 werden schrittweise auch die "lauten" Flugzeuge (gem. Kapitel 2 ICAO) verboten, sodaß letztlich nur mehr die "leisen" Flugzeuge (gem. Kapitel 3 ICAO) Betriebsgenehmigungen erhalten.

Mit dieser Verordnung, die aufgrund der ständigen und massiven Beschwerden von Flughafenanrainern erlassen wurde, übernimmt Österreich – wie schon beim Nachtfahrverbot für Lastkraftwagen – eine umweltpolitische Vorreiterrolle: Österreich ist damit das erste Land, das den Betrieb lauter Strahlflugzeuge verbietet.

Ein spezifisches Problem stellt zur Zeit noch der Eisenbahnlärm dar. Das eisenbahnrechtliche Verfahren – es stammt in seinen Grundgedanken aus der Pionierzeit der Eisenbahn – sieht weder eine Prüfung der Umweltverträglichkeit von Bahnanlagen noch eine Parteienstellung der Anrainer vor. Durch ein eigenes Hochleistungsstreckengesetz wurde versucht, diesen aus heutiger Sicht unbefriedigenden Zustand zumindest für den Bau von Hochgeschwindigkeitsbahnen zu beseitigen.

1.9 Energie

1.9.1 Energiedienstleistungen und Energieverbrauch

Der Endzweck jedes Energieeinsatzes ist die *Energiedienstleistung*. Verbraucher benötigen nicht Primärenergie, Endenergie oder Nutzenergie, sondern Energiedienstleistungen.

Energiedienstleistungen sind von den genannten drei Energieflüssen streng zu unterscheiden. Typische Energiedienstleistungen umfassen die Aufrechterhaltung von gewünschten thermischen Zuständen (z.B. die behagliche Raumtemperatur für ein bestimmtes Gebäudevolumen), die Erledigung von mechanischen Vorgängen (z.B. die Überwindung einer bestimmten räumlichen Distanz in einer gewünschten Zeit) oder die Durchführung von chemischen Prozessen (z.B. die Erzeugung einer bestimmten Kunstfaser).

Die gewünschten Energiedienstleistungen können mit unterschiedlichen Kombinationen von Nutzenergie, Kapital, Know–how und Arbeit erzielt werden.

Beispielsweise ist auch bei unseren klimatischen Bedingungen die Aufrechterhaltung einer angenehmen Umgebungstemperatur in Häusern bei entsprechendem Kapitaleinsatz für die Wärmedämmung fast ohne Nutzenergieeinsatz möglich.

Für eine bestimmte Energiedienstleistung ist unter anderem eine bestimmte Menge an Nutzenergie notwendig. *Nutzenergie* bezeichnet jenes Energievolumen, das für den eigentlichen energetischen Einsatz, etwa für den Antrieb eines Fahrzeuges oder die Temperierung eines Wohnraumes, dient. Wegen der Verluste in den beim Endverbrauch eingesetzten Apparaturen (wie Motoren und Heizkessel) ist das Nutzenergievolumen geringer als der energetische Endverbrauch.

Der *energetische Endverbrauch* erfaßt die von den Endverbrauchern (üblicherweise klassifiziert in die Sektoren Industrie, Verkehr und Kleinabnehmer) bezogenen Energieträger (wie Kohle und daraus gebildete feste Brennstoffe, Mineralölprodukte, Gas, Elektrizität, Fernwärme und sonstige Energie). Hauptsächlich werden im Endverbrauch Energieträger verwendet, die durch einen energetischen Umwandlungsprozeß aus Primärenergie transformiert wurden. Dabei auftretende Umwandlungsverluste, der Eigenverbrauch der Energieproduzenten sowie Verluste bei der Verteilung bewirken, daß der energetische Endverbrauch immer kleiner als der Primärenergieverbrauch ist.

Der *Gesamt–Energieverbrauch* mißt den Energiebedarf einer Wirtschaft, der in Form von Kohle, Mineralöl, Erdgas, Wasserkraft und sonstigen Energieträgern (Holz, Stroh, brennbare Abfälle usw.) den Input für das Energiesystem darstellt.

1.9.2 Der Energiefluß in Österreich

Das Energieflußdiagramm für das Jahr 1988 (Abb. 1) zeigt, daß zur Bereitstellung von 470 Peta–Joule (1 PJ = 10^{15} Joule) Nutzenergie 786 PJ Endenergie und hierfür 1.043 PJ Primärenergie (inklusive 78 PJ nichtenergetischer Verbrauch) umgewandelt werden mußten. Die Gesamtverluste betrugen 490 PJ und waren somit größer als die Nutzenergienachfrage der Verbraucher.

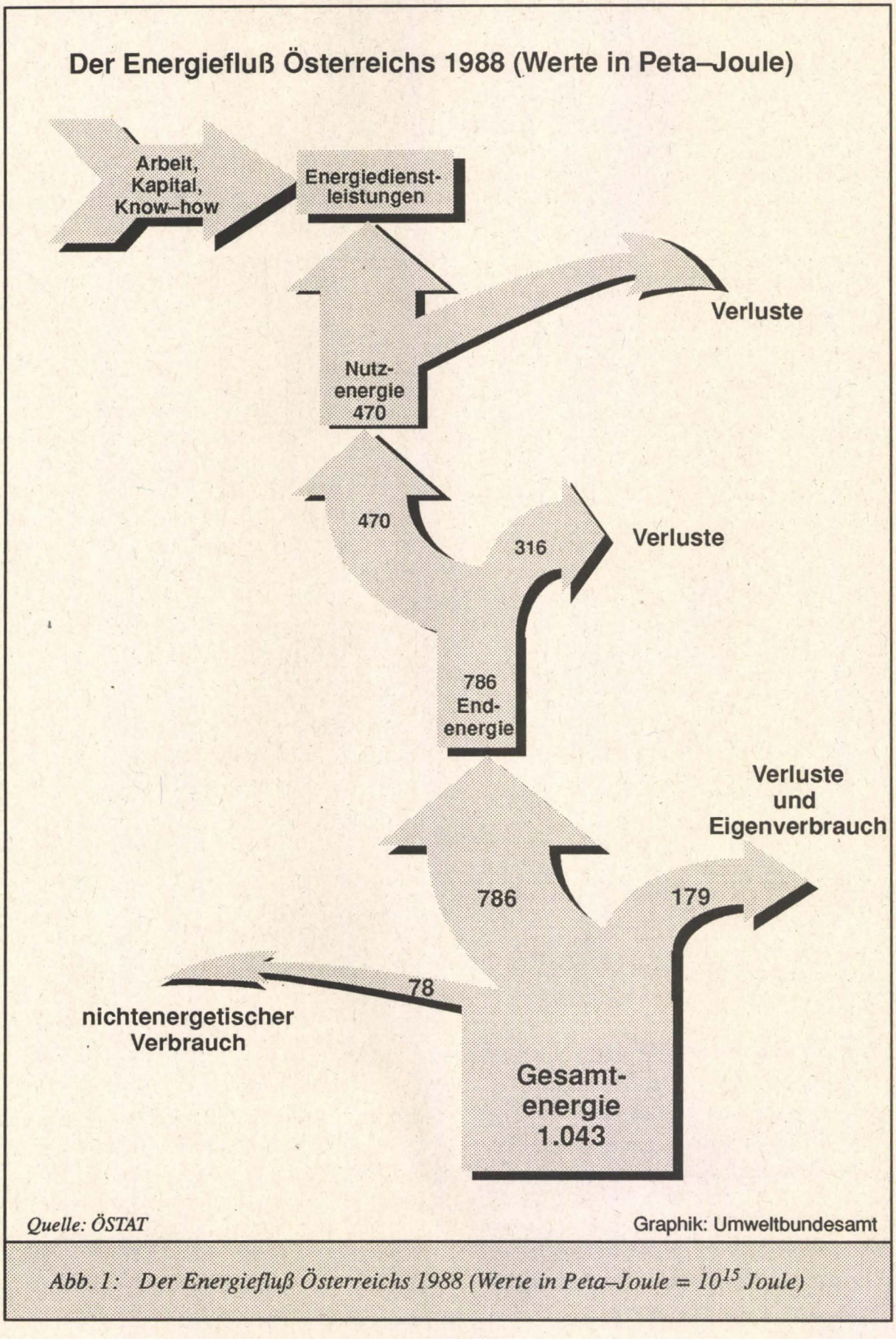


Abb. 1: Der Energiefluß Österreichs 1988 (Werte in Peta–Joule = 10^{15} Joule)

Verluste stellen aus der Sicht der Umwelt eine große Belastung dar. Einerseits kommt es zu thermischen Emissionen, d.h. Abwärme wird an die Umweltmedien Luft und Wasser abgegeben und kann dort zu lokalen oder regionalen Klima– bzw. Biotopveränderungen führen. Außerdem führt auch die "Erzeugung von Verlustenergie" zu Emissionen und zum Verbrauch von Ressourcen und Naturräumen.

Verluste treten beim Transport (Leitungsverluste im Strom– und Gasnetz, Verdampfungsprozesse beim Tanken und im Tank, etc.) und im Zuge der Energieumwandlung auf.

Verluste bei der Umwandlung von Primärenergie in Endenergie

Bei der Umwandlung von Primärenergie in Endenergie sind die wichtigsten Verlustquellen die kalorischen Kraftwerke. Sie wandeln nur rund 40 % der Primärenergie in Strom um. Die entstehende Abwärme wird vielfach als Fernwärme genutzt, doch wäre hier noch ein beträchtliches Energiepotential nutzbar zu machen.

Insgesamt gehen rund 19 % des Nettoenergieaufkommens durch Umwandlungsverluste und den Eigenverbrauch des Sektors Energie verloren.

Verluste bei der Umwandlung von Endenergie in Nutzenergie

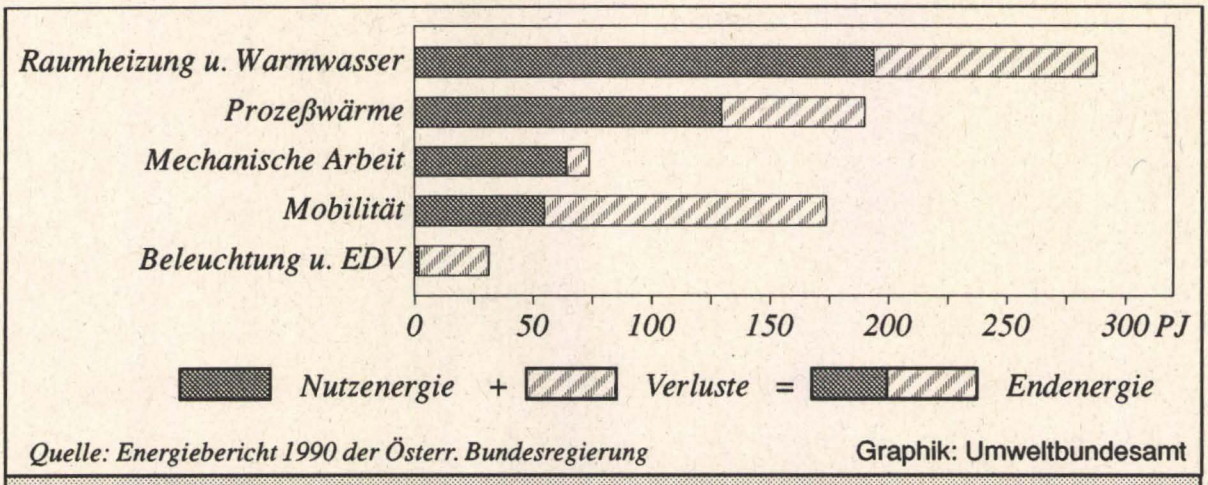
Die Endenergieträger werden in einer weiteren Umwandlungsstufe in Nutzenergie in Form von Warmwasser und Raumwärme, Prozeßwärme, Mobilität, mechanische Arbeit sowie Beleuchtung und EDV transformiert. Diese Umwandlungstechnologien weisen zum Teil sehr geringe Wirkungsgrade auf. So werden insgesamt nur rund 58 % der Endenergie nutzbar gemacht.

Tab. 1: Endenergie, Nutzenergie und Wirkungsgrad im Jahr 1986; Gliederung nach dem Verwendungszweck (in Peta–Joule = 10^{15} Joule)

	Endenergie in PJ	*Nutzenergie in PJ*	*%*	*Endenergie–verluste in PJ*	*%*
Raumheizung u. Warmwasserbereitung	*287,51*	*193,73*	*67,4*	*93,78*	*32,6*
Prozeßwärme	*189,87*	*129,25*	*68,1*	*60,62*	*31,9*
Mechanische Arbeit	*73,42*	*63,75*	*86,8*	*9,67*	*13,2*
Mobilität	*173,68*	*54,44*	*31,3*	*119,24*	*68,7*
Beleuchtung und EDV	*30,97*	*1,54*	*5,0*	*29,43*	*95,0*
Gesamt	*755,45*	*442,71*	*58,6*	*312,74*	*41,4*

Quelle: Energiebericht 1990 der Österr. Bundesregierung

Neben diesen quantitativen Verlusten treten in der Energieumwandlungskette auch "qualitative" Verluste auf. Ein Vergleich der nachgefragten und der bereitgestellten Energiequalität zeigt vielfach eine große Diskrepanz. Während ein Großteil der Energie für Niedertemperaturzwecke (Raumheizung, Warmwasserbereitung, Niedertemperatur–Prozeßwärme etc.) gebraucht wird, ist der Großteil der angebotenen Energie geeignet, auch hochwertige Energiedienstleistungen zu decken. Auf diese Weise bleibt ein erheblicher Teil des qualitativen Energiepotentials der eingesetzten Energieträger ungenutzt.



Quelle: Energiebericht 1990 der Österr. Bundesregierung Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 2: Nutzenergie und Verluste 1986; Gliederung nach dem Verwendungszweck; Angaben in Peta–Joule (PJ = 10^{15} Joule)

1.9.3 Energieaufbringung und Energieverbrauch

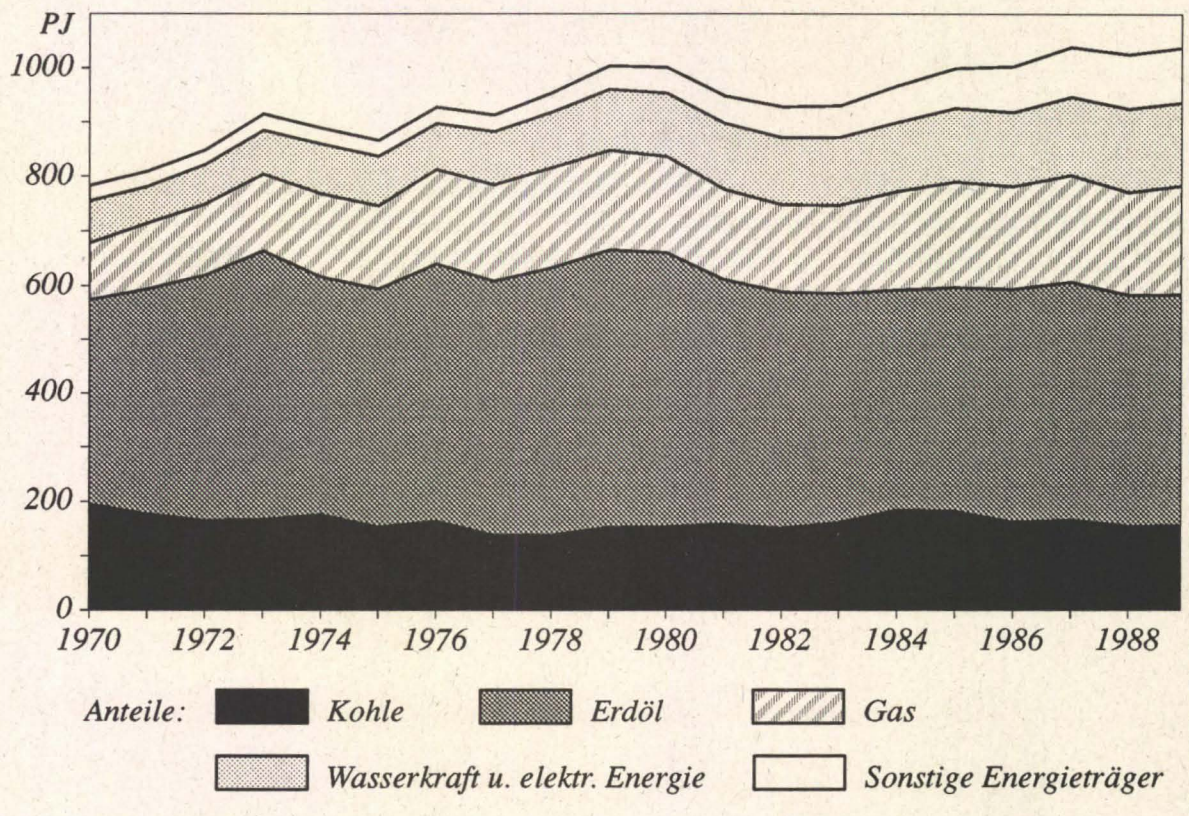
Eine Darstellung von Energieaufbringung und Energieverbrauch im Zeitraum von 1970 bis 1989 ist den folgenden Tabellen und Abbildungen zu entnehmen (Angaben jeweils in Peta–Joule: 1 PJ = 10^{15} Joule).

Tab. 2: Gesamtenergieverbrauch nach Energieträgern 1970–1989

Jahr	Kohle		Erdöl		Gas		Wasserkraft u. elektr. Energie		Sonstige Energieträger		Gesamt	
	PJ	%	PJ	%	PJ	%	PJ	%	PJ	%	PJ	%
1970	194,5	24,8	379,4	48,5	104,0	13,3	76,8	9,8	28,0	3,6	782,8	100,0
1975	152,7	17,6	441,1	50,9	151,5	17,5	91,3	10,5	29,6	3,4	866,1	100,0
1980	153,4	15,3	507,3	50,7	175,6	17,5	116,7	11,7	47,6	4,8	1.000,6	100,0
1981	158,2	16,7	453,0	47,8	164,0	17,3	122,3	12,9	50,5	5,3	948,1	100,0
1982	150,7	16,2	437,9	47,2	158,8	17,1	123,4	13,3	57,1	6,2	927,9	100,0
1983	160,7	17,3	424,7	45,7	161,1	17,3	125,1	13,5	58,2	6,3	929,8	100,0
1984	184,1	19,0	408,1	42,2	179,5	18,6	127,9	13,2	67,3	7,0	967,0	100,0
1985	181,9	18,2	414,7	41,5	192,6	19,3	136,1	13,6	73,5	7,4	998,8	100,0
1986	161,6	16,1	431,8	43,1	187,0	18,6	137,4	13,7	84,7	8,5	1.002,5	100,0
1987	165,5	15,9	441,0	42,5	194,8	18,8	145,1	14,0	91,8	8,8	1.038,3	100,0
1988	154,0	15,0	429,0	41,9	186,7	18,2	154,7	15,1	100,1	9,8	1.024,5	100,0
1989	155,6	15,0	427,8	41,2	199,2	19,2	154,3	14,9	101,2	9,8	1.038,1	100,0

Quellen: Energiebericht 1990 der österr. Bundesregierung (1970–87); Österr. Wirtschaftsforschungsinsitut. (1988/89)

Auffallend ist, daß der Energieverbrauch in Österreich am Beginn der 80er–Jahre infolge der sprunghaften Energieverteuerung und der lange anhaltenden wirtschaftlichen Stagnation stark zurückgegangen ist. Mit der Wiederbelebung der Konjunktur im Jahr 1983 begann der Energieverbrauch erneut zu wachsen.



Quellen: Energiebericht 1990 der Österr. Bundesregierung; Österr. Wirtschaftsforschungsinst. (1988/89)

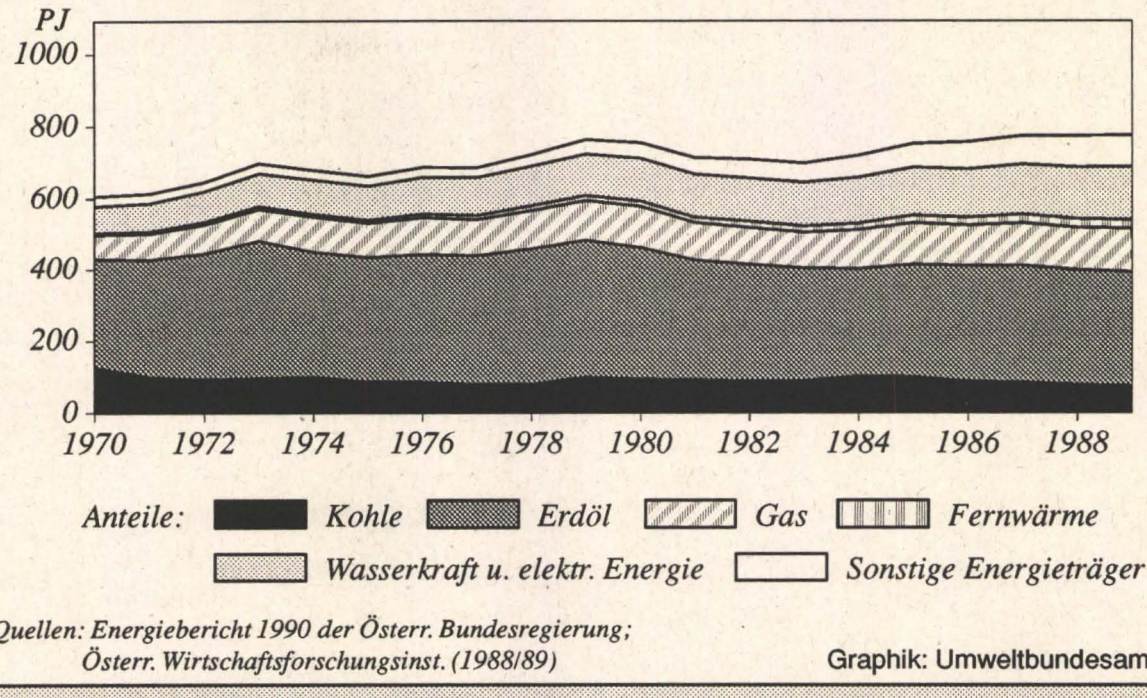
Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 3: Gesamtenergieverbrauch nach Energieträgern 1970 – 1989

Tab. 3: Energetischer Endverbrauch nach Energieträgern 1970 – 1989

Jahr	Kohle		Mineralöl-produkte		Gas		Fernwärme		Elektrische Energie		Sonstige Energieträger		Gesamt	
	PJ	%	PJ	%	PJ	%	PJ	%	PJ	%	PJ	%	PJ	%
1970	125,1	20,7	304,1	50,2	68,9	11,4	5,5	0,9	74,3	12,3	27,3	4,5	605,3	100,0
1975	85,6	12,9	347,3	52,5	97,1	14,7	9,2	1,4	95,0	14,4	27,0	4,1	661,3	100,0
1980	93,1	12,4	366,5	48,7	117,0	15,5	14,8	1,9	119,0	15,8	42,8	5,7	753,3	100,0
1981	91,4	12,8	332,5	46,7	106,8	15,0	15,2	2,1	119,9	16,8	46,3	6,5	712,0	100,0
1982	87,6	12,4	324,8	45,9	104,3	14,7	17,9	2,5	120,6	17,0	52,6	7,4	707,8	100,0
1983	88,6	12,7	313,5	45,0	100,9	14,5	18,1	2,6	122,5	17,6	53,0	7,6	696,7	100,0
1984	101,1	14,1	298,9	41,6	110,1	15,3	18,8	2,6	128,3	17,9	60,9	8,5	718,1	100,0
1985	99,5	13,3	312,8	41,7	117,7	15,7	21,5	2,9	133,4	17,8	65,5	8,7	750,3	100,0
1986	86,6	11,4	321,7	42,6	115,0	15,2	22,3	3,0	134,7	17,8	75,4	10,0	755,7	100,0
1987	85,0	11,0	324,5	42,0	120,3	15,6	24,5	3,2	139,6	18,1	78,7	10,2	772,6	100,0
1988	77,7	10,1	319,5	41,4	119,6	15,5	24,5	3,2	144,6	18,7	86,6	11,2	772,5	100,0
1989	74,6	9,6	316,8	41,0	122,4	15,8	24,6	3,2	148,7	19,2	87,1	11,3	774,1	100,0

Quellen: Energiebericht 1990 der österr. Bundesregierung (1970–86); Österr. Wirtschaftsforschungsinst. (1987–89)



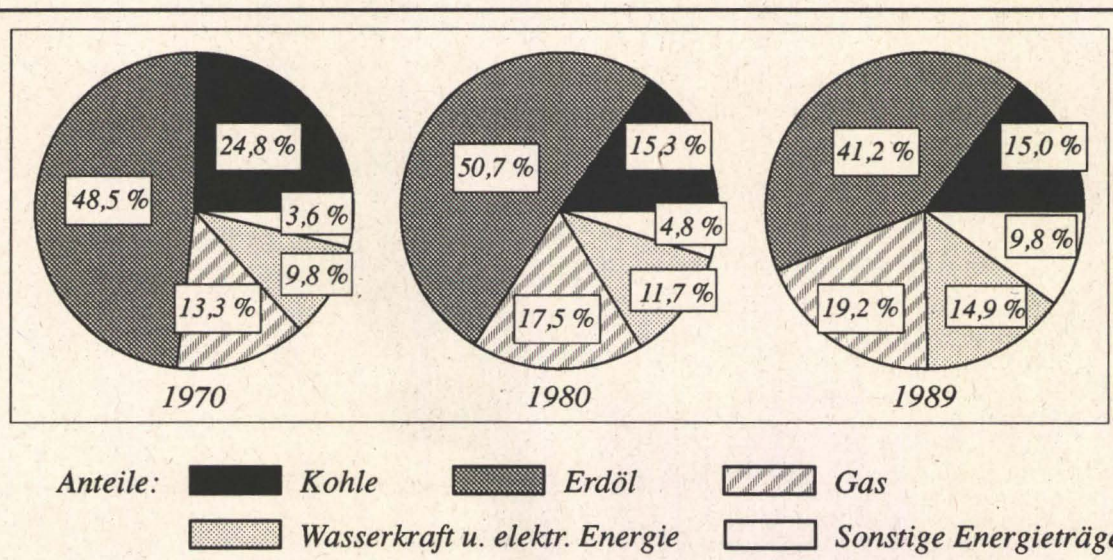
Quellen: Energiebericht 1990 der Österr. Bundesregierung; Österr. Wirtschaftsforschungsinst. (1988/89)

Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 4: Energetischer Endverbrauch nach Energieträgern 1970 – 1989

Die Energiebilanzen geben einen Einblick in die Verschiebung des Energieträger–Mix während der letzten 20 Jahre.

Diese Verschiebung wird in Abb. 5 anhand der Anteile für die Jahre 1970, 1980 u. 1989 veranschaulicht:



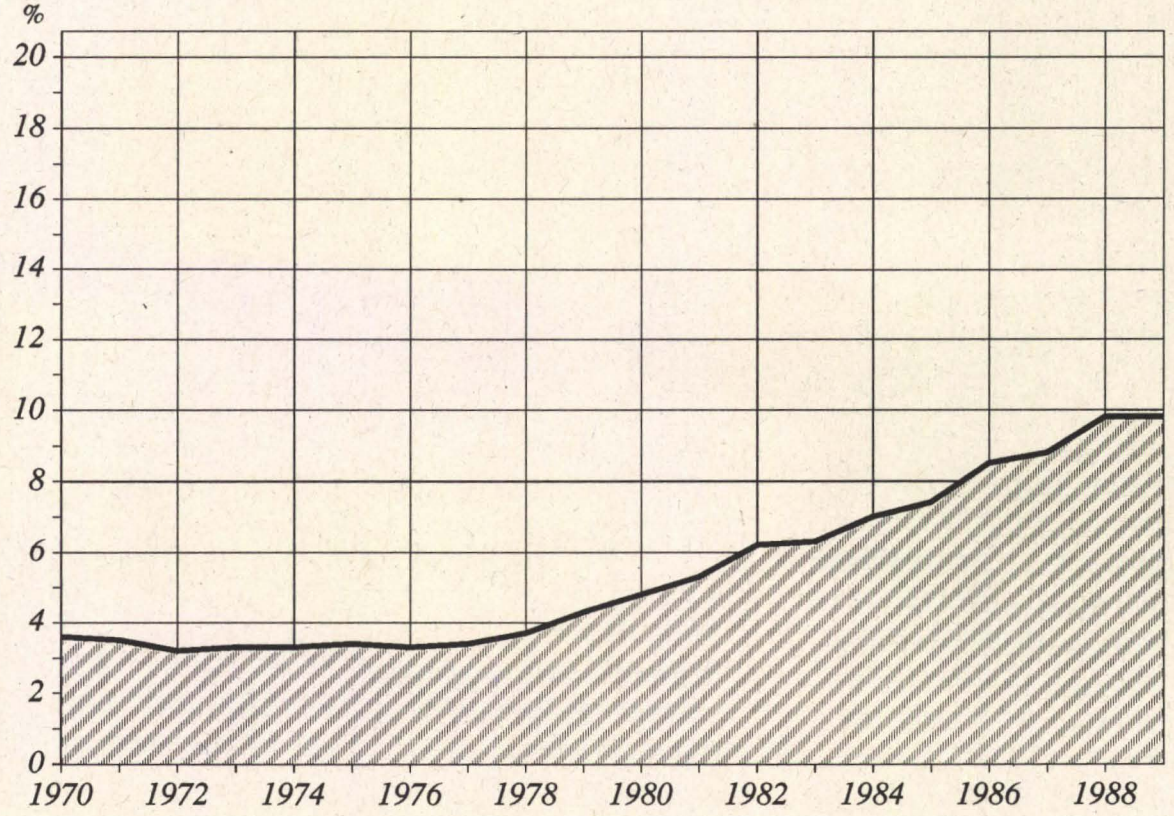
Quellen: Energiebericht 1990 der Österr. Bundesregierung (1970/80); Österr. Wirtschaftsforschungsinst. (1989)

Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 5: Gesamtenergieverbrauch nach Energieträgern 1970, 1980 u. 1989 (Anteile in %)

Folgende Trends lassen sich aus diesen Zahlen ablesen:

* Der Anteil der Kohle ist um fast zehn Prozentpunkte zurückgegangen.
* Der Anteil von Erdöl bzw. Mineralölprodukten ist ebenfalls in Folge der beiden Ölschocks deutlich zurückgegangen (1973 – 1985: ca. minus 14 Prozentpunkte!). Bedenklich ist, daß seit dem Ölpreisverfall der Anteil des Erdöls am Gesamtenergieverbrauch wieder leicht zugenommen hat. Seit 1984 blieb der Erdölanteil jedoch nahezu unverändert.
* Der Gas–Anteil ist seit Mitte der 70er Jahre ziemlich konstant geblieben.
* Wasserkraft und elektrische Energie haben ihren Anteil um ca. sechs Prozentpunkte ausweiten können.
* Die stärksten Zuwächse verzeichneten seit der zweiten Hälfte der 70er Jahre die "sonstigen Energieträger". Insbesondere die Biomasse und Fernwärme konnten ihre Bedeutung erheblich ausweiten. Die Nachfrage nach erneuerbaren Energieträgern ist seit 1980 konstant steigend.



Quellen: Energiebericht 1990 der Österr. Bundesregierung (1970–87); Österr. Wirtschaftsforschungsinst. (1988/89)

Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 6: Anteil sonstiger (erneuerbarer) Energieträger am österreichischen Gesamtenergieverbrauch 1970–1989 (in %)

Abb. 7 zeigt durch eine weitere Untergliederung der erneuerbaren Energieträger – ohne Berücksichtigung der Wasserkraft – für das Jahr 1988, daß der höchste Anteil mit knapp 57 % auf Brennholz entfällt. Rechnet man zum Brennholz auch noch die brennbaren Holzabfälle und Stroh dazu, so beträgt der Anteil des gesamten Biomassepotentials an den erneuerbaren Energieträgern (ohne Wasserkraft) knapp 70 %.

Dagegen fallen die Anteile der Wärmepumpen mit 1,8 % und der Sonnenenergie mit 0,4 % nur äußerst gering aus.

Insgesamt ist trotz des kontinuierlich steigenden Verbrauchs erneuerbarer Energieträger jedoch festzuhalten, daß ihr Anteil am österreichischen Gesamtenergieverbrauch noch immer knapp unter 10 % liegt (s. Abb. 5 bzw. Abb. 6).

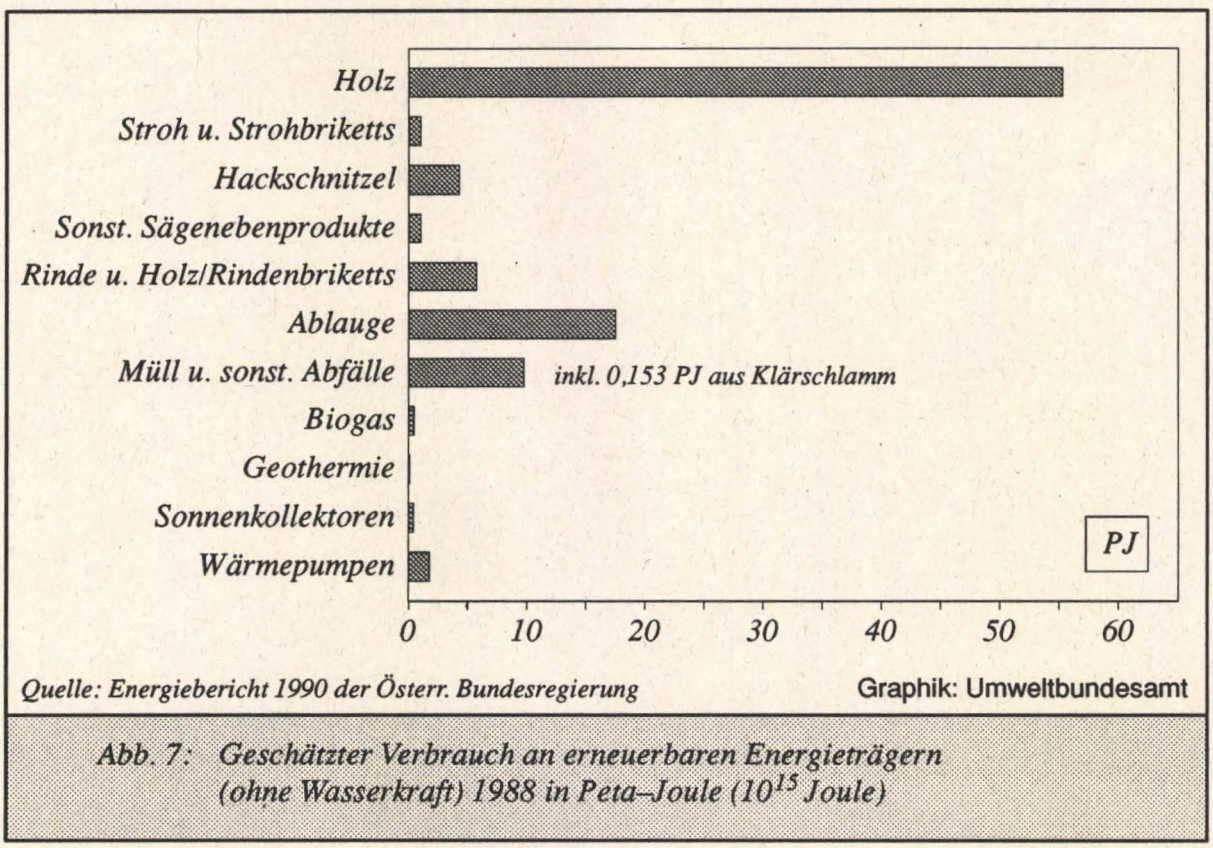


Abb. 7: Geschätzter Verbrauch an erneuerbaren Energieträgern (ohne Wasserkraft) 1988 in Peta–Joule (10^{15} Joule)

1.9.4 Umweltbelastung durch Energieaufbringung

1.9.4.1 Fossile Brennstoffe

Der größte Anteil der emittierten konventionellen Luftschadstoffe Schwefeldioxid (SO_2), Stickstoffoxide (NO_x), Kohlenwasserstoffe (C_xH_y), Kohlenmonoxid (CO) und Staub wird durch die Energieaufbringung mittels Verbrennung fossiler Brenn– und Treibstoffe verursacht. In Abb. 8 ist der geschätzte prozentuelle Anteil der durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe entstehenden Emissionen an den Gesamtemissionen in Österreich für das Jahr 1988 dargestellt.

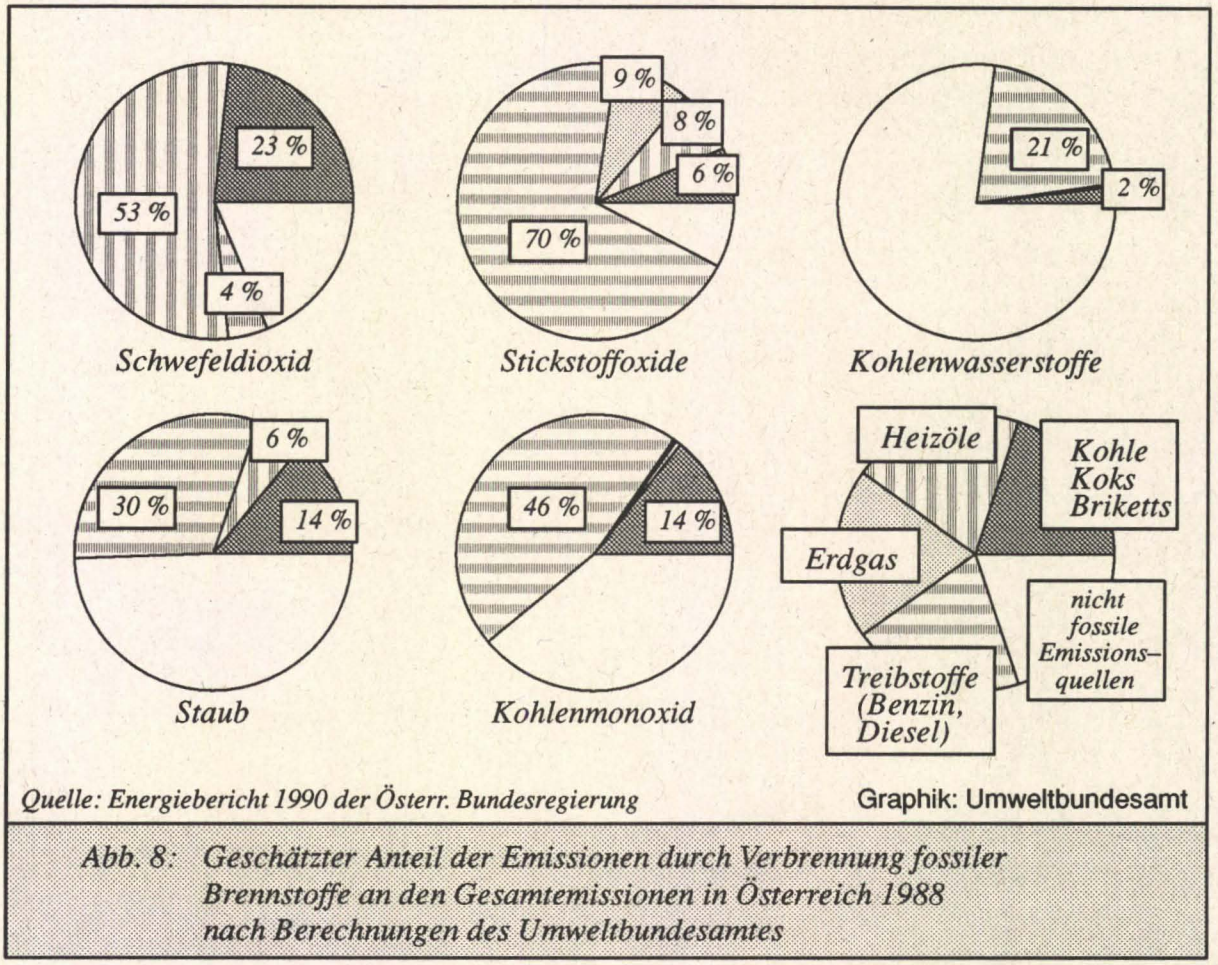


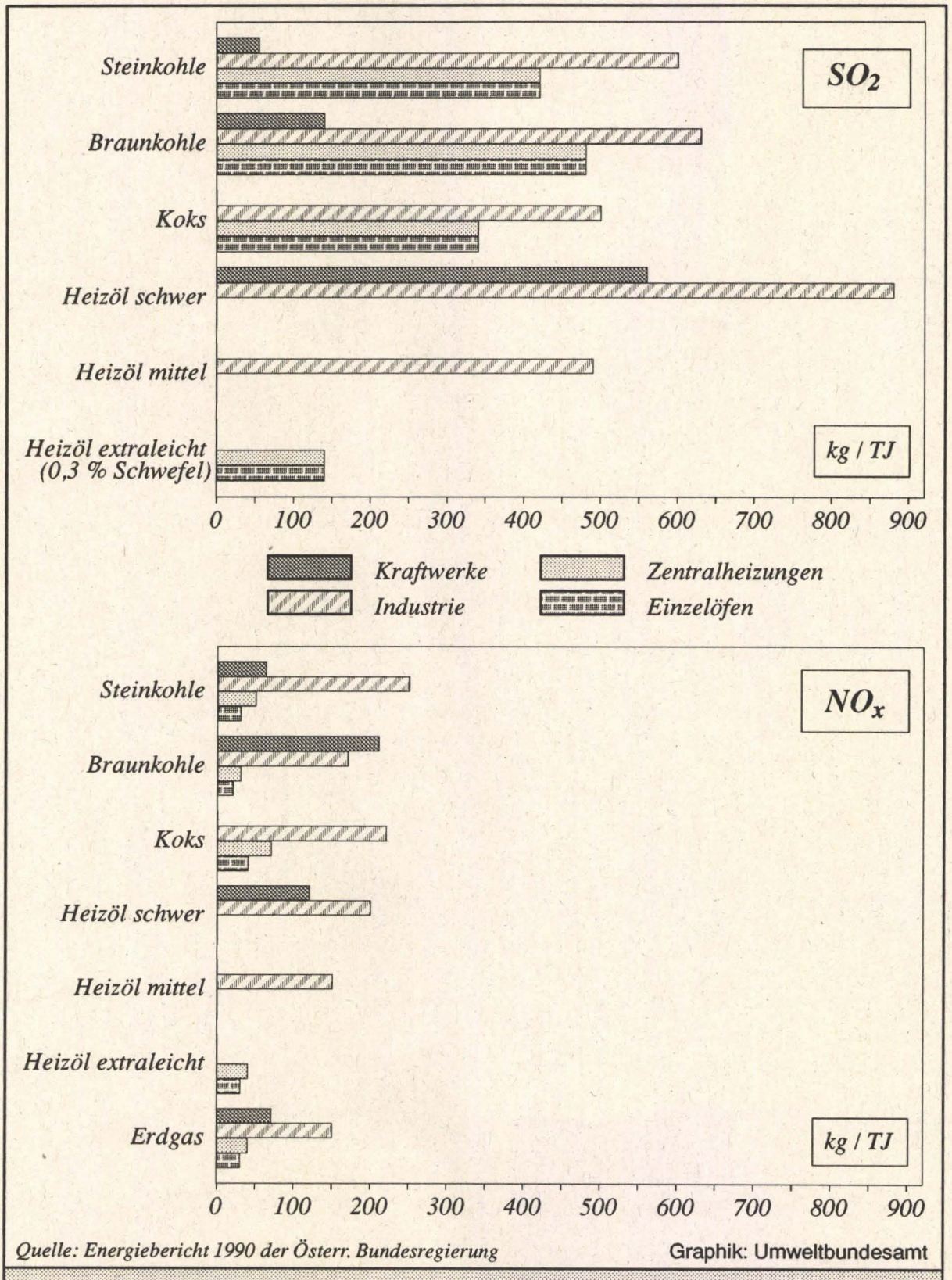
Abb. 8: Geschätzter Anteil der Emissionen durch Verbrennung fossiler Brennstoffe an den Gesamtemissionen in Österreich 1988 nach Berechnungen des Umweltbundesamtes

Die Menge der bei der Verbrennung entstehenden Schadstoffe ist abhängig vom eingesetzten Brennstoff und der Verbrennungstechnologie. Dieses "Emissionsverhalten" kann mit sogenannten *Emissionsfaktoren* beschrieben werden. Dabei wird die Menge an emittiertem Schadstoff pro verbrannte Energieeinheit eines Brennstoffes zahlenmäßig dargestellt.

Die in Abb. 9a – 9c angegebenen Emissionsfaktoren, die die Situation im Jahr 1987 wiedergeben und als Querschnitt über die in Österreich zur Anwendung kommenden Technologien zu betrachten sind, wurden im Zuge der Erstellung des Energieberichtes 1990 der österreichischen Bundesregierung im Rahmen einer Arbeitsgruppe erarbeitet. In diesem Bericht wird jedoch ausdrücklich auf die teilweise großen Unsicherheiten bei der Abschätzung der Emissionsfaktoren – besonders bei Kohlenwasserstoffen und Kohlenmonoxid – hingewiesen.

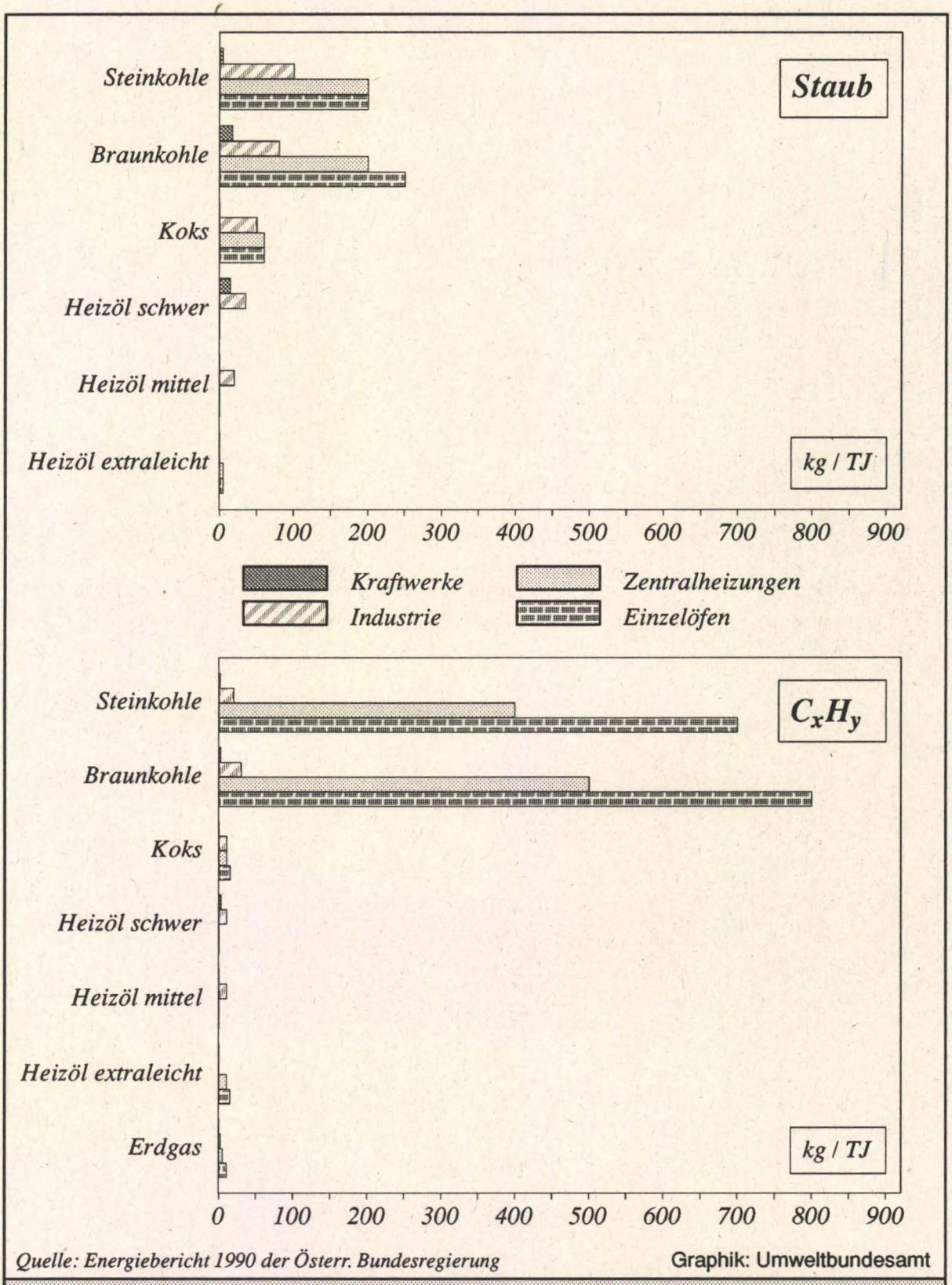
Die angeführten Werte in Abb. 9a – 9c entsprechen der 1987 durchschnittlich vorherrschenden Brennstoffzusammensetzung. Dies gilt besonders für den Schwefelgehalt der 1987 zum Verkauf gelangten Heizölsorten. Bei den Kohle–Brennstoffen wird ein Teil des Schwefels in der Asche gebunden.

Wesentliche Veränderungen der Emissionsfaktoren haben sich seit 1987 bei Heizölen für SO_2 ergeben, bedingt durch die Absenkung des Schwefelgehaltes. Auch die Emissionsfaktoren für die Sektoren "Kraft– u. Heizwerke" sowie "Industrie" dürften mittlerweile aufgrund verschiedener Maßnahmen zur Emissionsminderung niedriger als 1987 sein.



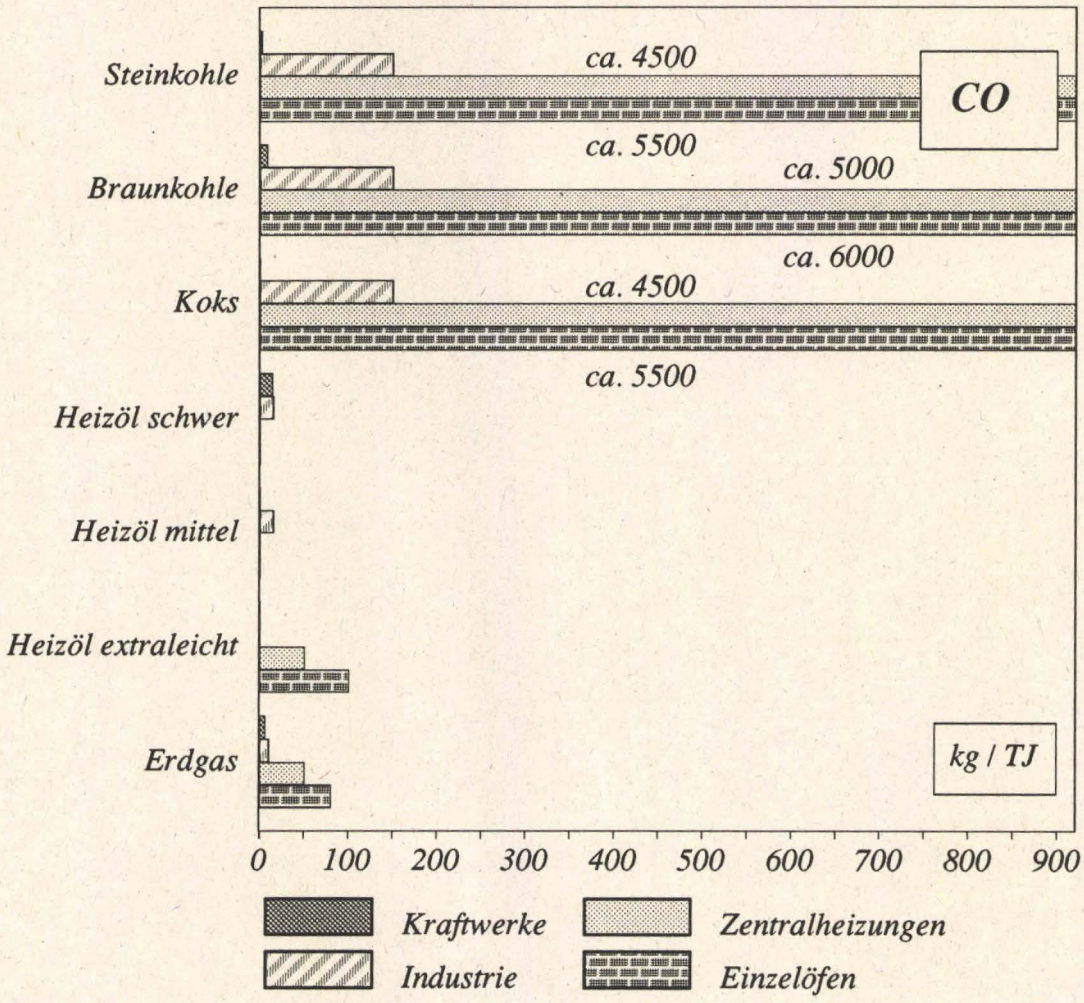
Quelle: Energiebericht 1990 der Österr. Bundesregierung Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 9a: Abschätzung von Emissionsfaktoren für Schwefeldioxid (SO_2) und Stickstoffoxide (NO_x) bei verschiedenen Brennstoffen und Einsatzbereichen für das Jahr 1987; Angaben in kg pro Tera–Joule (1 TJ = 10^{12} Joule)



Quelle: Energiebericht 1990 der Österr. Bundesregierung Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 9b: Abschätzung von Emissionsfaktoren für Staub und Kohlenwasserstoffe (C_xH_y) bei verschiedenen Brennstoffen und Einsatzbereichen für das Jahr 1987; Angaben in kg pro Tera-Joule (1 TJ = 10^{12} Joule)



Quelle: Energiebericht 1990 der Österr. Bundesregierung Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 9c: Abschätzung von Emissionsfaktoren für Kohlenmonoxid (CO) bei verschiedenen Brennstoffen und Einsatzbereichen für das Jahr 1987; Angaben in kg pro Tera–Joule (1 TJ = 10^{12} Joule)

Die ebenfalls dem Energiebericht 1990 der österreichischen Bundesregierung entnommenen Emissionsfaktoren des Kfz–Verkehrs (Abbildung 10a u. 10b) werden in der Einheit "Gramm produzierter Schadstoff pro gefahrenen Kilometer" beschrieben, wie dies international üblich ist.

Die Emissionsfaktoren für Kraftfahrzeuge verringern sich kontinuierlich, bedingt durch die Vorschreibung von Emissionsgrenzwerten seit 1988, die derzeit bei Benzin–Fahrzeugen nur mit einem geregelten Drei–Weg–Katalysator einzuhalten sind. Mitte Juli 1990 waren 20 % aller Pkws mit einem Katalysator ausgerüstet. Die positive Wirkung dieser Abgasreinigungstechnologie wird in bezug auf die emittierten Schadstoffmengen jedoch größtenteils durch den stark steigenden Kfz–Bestand und einen steigenden Treibstoffverbrauch wettgemacht.

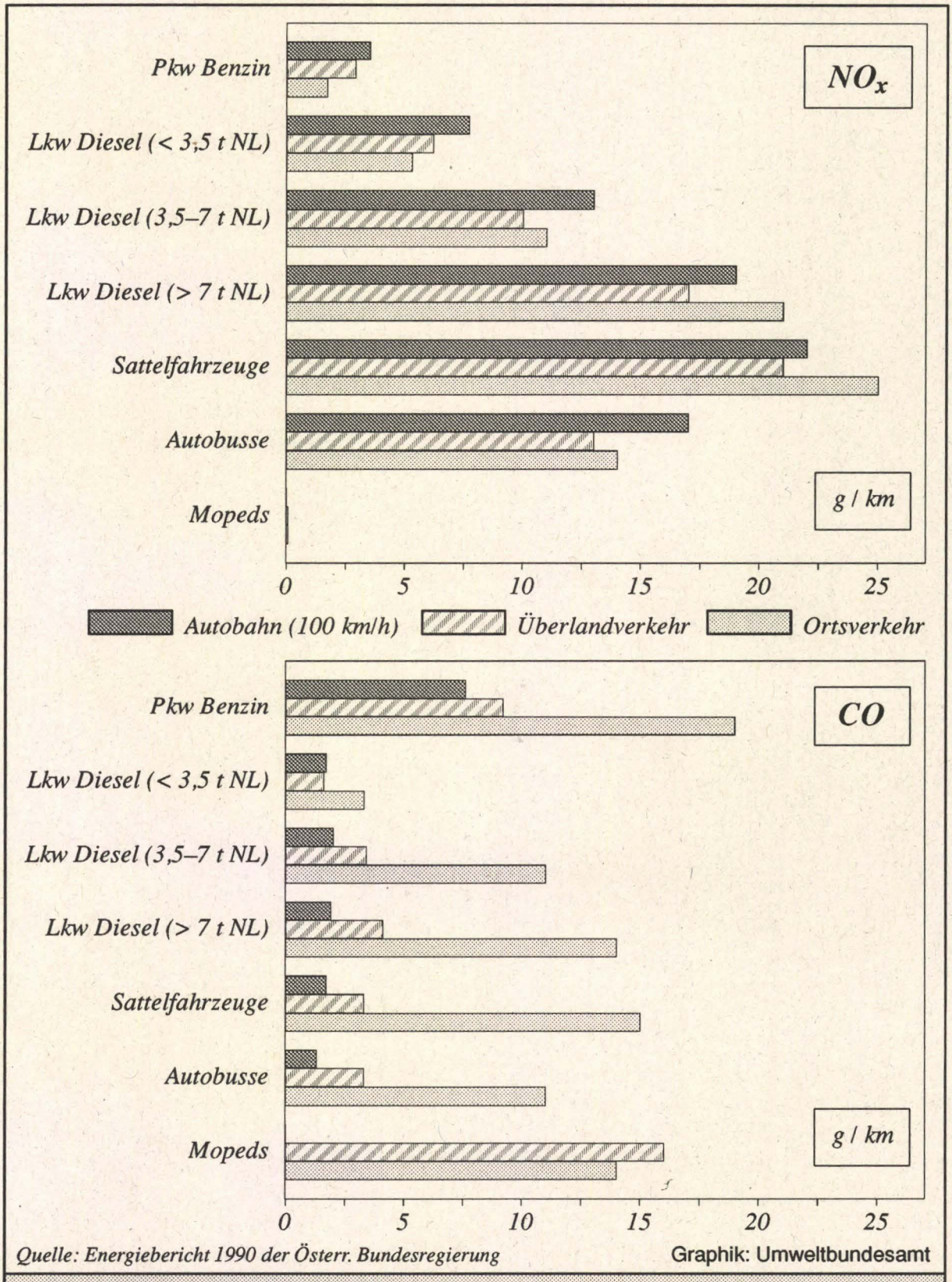


Abb. 10a: Abschätzung von Emissionsfaktoren für Stickstoffoxide (NO_x) und Kohlenmonoxid (CO) bei verschiedenen Kraftfahrzeug– und Straßentypen für das Jahr 1987; Angaben in g pro Kilometer Fahrstrecke

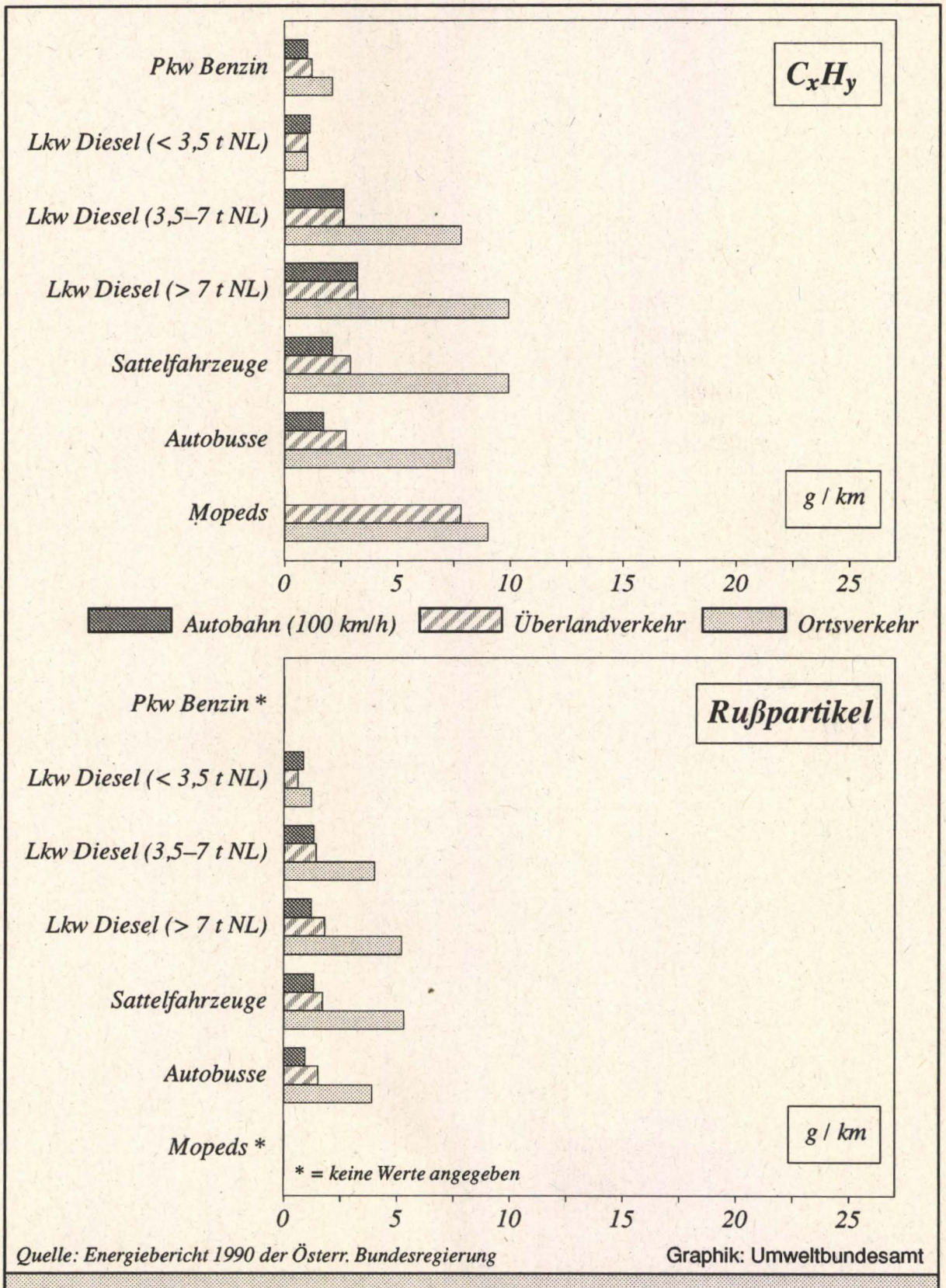


Abb. 10b: Abschätzung von Emissionsfaktoren für Kohlenwasserstoffe (C_xH_y) und Rußpartikel bei verschiedenen Kraftfahrzeug– und Straßentypen für das Jahr 1987; Angaben in g pro Kilometer Fahrstrecke

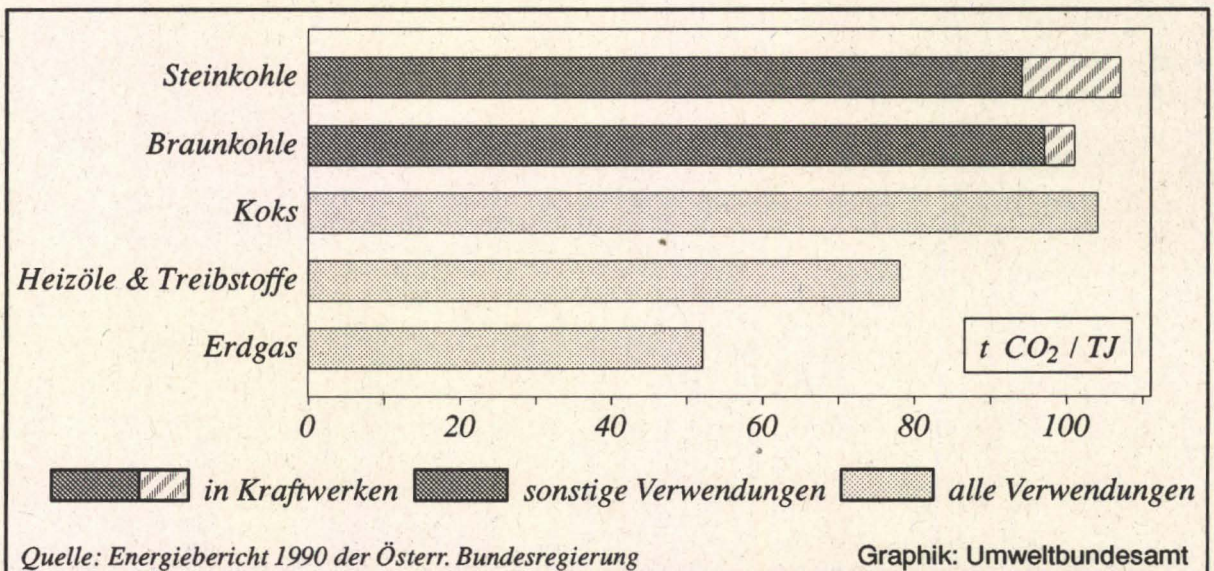
Praktisch der gesamte Ausstoß an Kohlendioxid, das in Zusammenhang mit der durch Treibhausgase verursachten globalen Temperaturerhöhung als Schadstoff erkannt wurde, wird in Österreich durch die Verbrennung von fossilen Brenn– und Treibstoffen verursacht. 1987 wurden in Österreich rd. 56,5 Mio. Tonnen CO_2 emittiert. Über 50 % davon entstanden durch die Verfeuerung von Erdölprodukten, knapp 1/4 durch die Verbrennung von Kohle und über 1/5 durch die Verwendung von gasförmigen Brenn– und Treibstoffen. Abb. 11 zeigt eine Abschätzung von Emissionsfaktoren für CO_2 bei verschiedenen Brennstoffen.

Aus den Abbildungen der Emissionsfaktoren ist ersichtlich, daß Erdgas – sowohl auf die herkömmlichen Luftschadstoffe als auch auf CO_2 bezogen – bei der Verbrennung der umweltfreundlichste fossile Brennstoff ist.

Die Belastung der Umwelt durch fossile Brenn– und Treibstoffe erfolgt jedoch nicht nur durch die Verbrennungsemissionen, sondern im unterschiedlichen Maße auch bei der Förderung, Aufbereitung und Verteilung der Brennstoffe. Dazu zählen zum Beispiel:

- Kohlenwasserstoffemissionen bei der Treibstoffverteilung;
- Emissionen der Kokerei (Kokserzeugung aus Kohle) und der Raffinerie (Heizöl, Benzin– und Dieselaufbereitung aus Erdöl);
- Methan–Emissionen bei der Förderung und Verteilung von Erdgas (treibhausfördernde Wirkung von Methan);
- Landschaftszerstörung durch Kohleförderung;
- Umweltschädigung durch Öltransport (z.B. Tankerunglück).

Vor allem aufgrund der Treibhausproblematik muß es das Ziel sein, die Verbrennung fossiler Brennstoffe zu reduzieren.



Quelle: Energiebericht 1990 der Österr. Bundesregierung Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 11: Abschätzung von Emissionsfaktoren für Kohlendioxid (CO_2) bei verschiedenen Anwendungen und Brennstoffen; Angaben in Tonnen CO_2 pro Tera–Joule (1 TJ = 10^{12} Joule)

1.9.4.2 Biogene Brennstoffe

Holz

Emissionen aus Holzheizungsanlagen müssen sehr differenziert betrachtet werden. Vor allem bei der Verbrennung von Holz in ungeeigneten, veralteten Öfen, wie sie in der Praxis in Österreich meist eingesetzt werden, entstehen beträchtliche Emissionen. Dies gilt insbesondere für die Schadstoffe Kohlenmonoxid (CO), Kohlenwasserstoffe (C_xH_y) und Staub. Emissionen von Schwefeldioxid (SO_2) treten hingegen aufgrund des geringen Schwefelgehaltes in Holz praktisch nicht auf. Diese durch die Holzverbrennung bedingten Emissionen, deren prozentueller Anteil an den Gesamtemissionen Österreichs in Tab. 4 wiedergegeben ist, könnten jedoch durch den Einsatz modernerer, dem Stand der Technik entsprechender Anlagen sehr stark verringert werden.

Tab. 4: Emissionen durch Holzverbrennung (in 1.000 t) sowie deren geschätzter Anteil an den Gesamtemissionen in Österreich 1988 (in %)

	SO_2	NO_x	CO	C_xH_y	Staub
in 1.000 t	0,5	1,7	385	55	5.
in %	< 1	< 1	33	12	13

Quelle: Berechnungen des Umweltbundesamtes

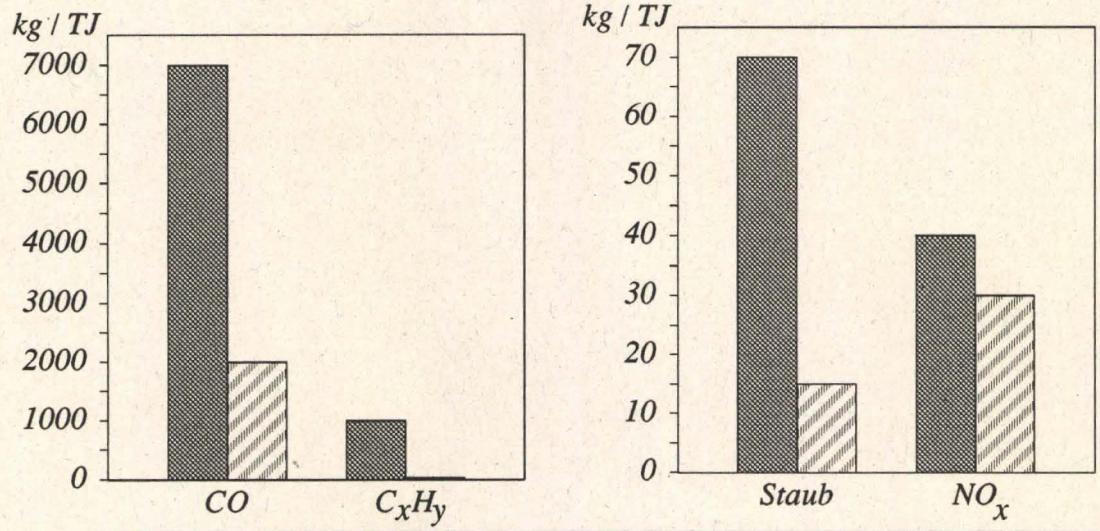


Abb. 12: Abschätzung durchschnittlicher Emissionsfaktoren bei Holzverbrennung für Kohlenmonoxid (CO), Kohlenwasserstoffe (C_xH_y), Staub und Stickstoffoxide (NO_x); Angaben in kg pro Tera-Joule (= 10^{12} Joule)

Abb. 12 zeigt einen Vergleich der Emissionsfaktoren für die Holzverbrennung in Etagenöfen aus dem Jahr 1987, die dem Energiebericht der österreichischen Bundesregierung 1990 entnommen sind und zum überwiegenden Teil auch heute

noch Gültigkeit haben, mit Emissionsfaktoren, die mit neuen, emissionsarmen Holzverbrennungsanlagen zu erreichen sind.

Hinsichtlich des CO_2–Ausstoßes gilt allgemein für die Verbrennung von Biomasse und somit auch für Holz, daß es bei nachhaltiger Bewirtschaftungsweise zu keiner Erhöhung der CO_2–Konzentration in der Atmosphäre kommt, da die Menge CO_2, die über den Verbrennungsprozeß abgegeben wird, durch die nachwachsenden Pflanzen wieder gebunden wird. Hingegen kommt es bei allen fossilen Brennstoffen, auch bei Erdgas, zur CO_2–Anreicherung in der Atmosphäre und somit zur Beschleunigung des Treibhauseffekts.

Stroh

Stroh als biogener Brennstoff ist hinsichtlich der SO_2–Emissionen zu den nicht belastenden Energieträgern zu zählen. Hinsichtlich der Stickstoffoxidemissionen liegt Stroh ebenfalls merklich unter den Emissionswerten der fossilen Festbrennstoffe.

Nach diesen Emissionsfaktoren beurteilt, ist Stroh als Energieträger als vergleichsweise umweltschonend einzustufen. Probleme ergeben sich durch den bei der Verbrennung aus der Asche entstehenden relativ feinen Staub, dessen Abscheidung Schwierigkeiten bereitet und durch die bei unvollständiger Verbrennung entstehenden Kohlenwasserstoffverbindungen und Emissionen von Kohlenmonoxid.

Der hohe Anteil leicht flüchtiger Bestandteile im Stroh, vor allem aber feuerungstechnische Mängel wie zu geringer Sauerstoff–Gehalt in der Verbrennungsluft und zu geringe Temperaturen, begünstigen die Bildung solcher unverbrannter Komponenten, zu denen beispielsweise auch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe zählen. Aber auch bei Stroh ist mit technisch ausgereiften Heizanlagen heute bereits eine relativ emissionsarme Verbrennung durchführbar.

Literaturhinweise zu Kap. 1

Wasser (1.2)

AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG (1985): Untersuchungsbefunde der Fachabteilung Ia. Graz.

BAUER, F. (1970): Aufgaben der karsthydrologischen Forschung in Österreich. Österreichische Wasserwirtschaft 22 (5/6).

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND– UND FORSTWIRTSCHAFT (1979): Gewässergüte der Fließgewässer Österreichs. Wien.

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND– UND FORSTWIRTSCHAFT (1988/89): Gewässergüte der Fließgewässer Österreichs. Wien.

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND– UND FORSTWIRTSCHAFT (1989): Seenreinhaltung in Österreich/Fortschreibung 1981–1987. Wasserwirtschaft 6a. Wien.

CHOVANEC, A.; VOGEL, W.R. (1990): Zellstoff– und Papierindustrie in Österreich – Belastungsprofil der Ager (Oberösterreich). Mitt. Österr. Geol. Ges. 83, 1–7.

COST PROJECT 681 (1988): Concerted action treatment and use of organic sludge and liquid agricultural wastes. Documents. Commission of the European Communities.

DRESCHER – KADEN, U., MATTHIES M.; BRÜGGEMANN N. (1989): Organische Schadstoffe in Klärschlämmen. gwf–Wasser/Abwasser 130 (12).

FACHGRUPPE WASSERCHEMIE DER GESELLSCHAFT DEUTSCHER CHEMIKER (1987): Halogenorganische Verbindungen im Wasser. HOV–Studie. Berlin.

HUBER J.F.K. (1988): Orientierende Untersuchungen von Oberflächengewässern auf schwer abbaubare organische Verbindungen. In: Organische Schadstoffe in Oberflächengewässern. Bundesministerium für Land– und Forstwirtschaft, Wien.

JANAUER, G.A. (1986): Untersuchungen zur Versauerung österreichischer Fließgewässer. Forschungsarbeiten. Bundesministerium für Land– und Forstwirtschaft, Wien.

KOHLMANN, H.; FILA, F. (1989): Untersuchungen über die Belastung von Grundwasser und Oberflächengewässern mit Pestiziden. In: Forschungsbericht 1989. Bundesministerium für Land– und Forstwirtschaft, Wien.

KASPER, W.; SEIDELBERGER, F. (1989): Aktuelle Schadensfälle mit CKW–Verunreinigungen und deren Sanierung. Wiener Mitteilungen Wasser–Abwasser–Gewässer, Bd. 84.

KASPER, W.; SEIDELBERGER, F. (1983): Grundwasserbelastungen durch persistente Stoffe am Beispiel Mitterndorfer Senke. Österr. Wasserwirtschaft 35 (7/8).

LAZOWSKI, W. (1987): Zusammenfassung der Situation Österreichischer Fließgewässer. In: Schutzwürdige Fließgewässer in Österreich. Wien.

MATSCHÉ, N. (1988): Die Abwassersituation in Österreich – ein Überblick. In: Waschen und Gewässerschutz. Expertengespräch, 24.–25.3. 1988. Wien.

OBERLEITNER, F. (1990): Neueste Überlegungen der obersten Wasserrechtsbehörde. Umweltwissenschaftliche Fachtage – Bedrohtes Wasser, 10.–12.9.1990. Graz.

ÖWWV (Österr. Wasserwirtschaftsverband): Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm – Empfehlungen für Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen, Regelblatt Nr. 17. Wien.

PESCHECK, R.; HERLICSKA, H. (1990): Schadstoffbelastung von Wasser und Abwasser in Österreich. Monographien 24. Umweltbundesamt, Wien.

PSENNER, R. (1988): Versauerung von Hochgebirgsseen in kristallinen Einzugsgebieten Tirols und Kärntens. Forschungsarbeiten. Bundesministerium für Land– und Forstwirtschaft, Wien.

RUPAR, G. (1990): Nitrat–Enquete (Zusammenfassung). Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Graz.

SAMPL, H. (1988): Die Tensidkonzentration in Österreichs Gewässern. Waschen und Gewässerschutz, Expertengespräch. Wien.

SAMPL, H.; HERZOG, U. (1986): Erfassung der Grundwasserverhältnisse in Kärnten. Wiener Mitteilungen 66.

VOGEL, W.; CHOVANEC, A. (1989): Belastung von Fließgewässern durch die Zellstoff– und Papierindustrie in Österreich. Teil B – Ökologie und Immissionen. Monographien 17b. Umweltbundesamt, Wien.

Boden (1.3)

GREIF, F. (1985): Daten zur Siedlungsentwicklung im ländlichen Raum Österreichs zwischen 1971 und 1981. Monatsberichte über die österreichische Landwirtschaft, Heft 7.

KASPEROWSKI, E. (1981): Umweltsituation. Teil 5: Boden. Wien: Österr. Bundesinst. f. Gesundheitswesen.

KASPEROWSKI, E. (1986): Die Versiegelung Österreichs, 110–146 in: KATZMANN/SCHROM (ed.), Umweltreport Österreich, Wien: Kremayr u. Scheriau.

KUMPFMÜLLER, M; KUX, S et al. (1989): Umweltbericht Boden. Wien: Österr. Bundesinst. f. Gesundheitswesen.

SAUERBECK, D. (1984): Funktionen, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agrikulturchemischer Sicht. Materialien zur Umweltforschung, 10. Kohlhammer, Stuttgart.

SCHRÖFL, J. & HANSER, A. (1986): Jahresbericht der Landtechnik 1985. Landtechnische Schriftenreihe, 131. Österr. Kuratorium für Landtechnik.

Wald (1.4)

AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (1991): Zustand der Tiroler Wälder. Untersuchungen über den Waldzustand und die Immissionsbelastung. Bericht an den Tiroler Landtag. Innsbruck.

BUNDESMINISTERIUM F. LAND– U. FORSTWIRTSCHAFT (1987): Gefährdung und Schutz des Waldes. Aus den Untersuchungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt. 3. aktualisierte Auflage. Wien.

BUNDESMINISTERIUM F. LAND– U. FORSTWIRTSCHAFT (1990): Jahresbericht über die Forstwirtschaft 1989. Wien.

BUNDESMINISTERIUM F. LAND– U. FORSTWIRTSCHAFT (1991): Rekordeinschlag 1990 infolge Sturmschaden. Holz–Kurier 13 (28. März 1991) 9.

NEUMANN, M.; POLLANSCHÜTZ., J.; SCHADAUER, K. (1990): Waldzustandsinventur 1990 – Erholungstendenzen überwiegen weiter. Österr. Forstzeitung 11 (1990) 64–66.

NEUMANN, M., et al. (1991): Österreichisches Waldschaden–Beobachtungssystem – Ziele, Methoden und erste Ergebnisse. FBVA–Berichte 49. Wien.

POLLANSCHÜTZ, J.; NEUMANN, M. (1987): Waldzustandsinventur 1985 und 1986 – Gegenüberstellung der Ergebnisse. FBVA–Berichte 23. Wien.

STEFAN, K. (1990): Vergleich der Schwefelanalysedaten des österreichischen Bioindikatornetzes im Jahr 1989 mit den Ergebnissen vorangegangener Jahre. FBVA–Bericht BIN–S 62. Wien.

UMWELTBUNDESAMT (1988): Bodenschutz – Probleme und Ziele. Naturwissenschaftlicher Problem– und Zielkatalog zur Erstellung eines österreichischen Bodenschutzkonzeptes. Monographien 8. Wien.

Natur und Landschaft (1.5)

GEPP, J., et al. (1983): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe. Bundesmin. f. Gesundheit u. Umweltschutz, Wien.

GRABHER, M., BLUM, V., FARASIN, K.; LAZOWSKI, W. (1990): RAMSAR – Bericht 1: Rheindelta / Marchauen. Monographien 18. Umweltbundesamt, Wien.

LIEBEL, G., FARASIN, K., SCHRAMAYR, G., et al. (1987): Biotopkartierung – Stand und Empfehlungen. Monographien 3. Umweltbundesamt, Wien.

NIKLFELD, H., et al. (1986): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. Grüne Reihe 5. Bundesmin. f. Gesundheit u. Umweltschutz, Wien.

STEINER (1991, in Druckvorbereitung): Moorschutzkatalog. Grüne Reihe, Bundesministerium f. Umwelt. Jugend u. Familie, Wien.

WRBKA, T., WINKLER, I., LIEBEL, G. (1990): Stand der Biotopkartierung in Österreich (Dezember 1989). Report UBA–90–046. Umweltbundesamt, Wien.

2 *Umweltkontrolle bei Betrieben*

2.1 Zellstoff–, Papier– und Holzindustrie

2.1.1 Belastung von Oberflächengewässern durch die österreichische Zellstoff– und Papierindustrie (Ktn – NÖ – OÖ – Sbg – Stmk)

Die Emissionen der Zellstoff– und Papierindustrie zählen auch heute noch zu den gravierendsten Belastungen unserer Fließgewässer. Während hohe Konzentrationen leicht abbaubarer Verbindungen sehr schnell zu Veränderungen der Biozönosen in Gewässern führen können, stellen die persistenten chlororganischen Substanzen über längere Zeiträume ein Gefahrenpotential für das gesamte Ökosystem dar. Darüber hinaus besteht trotz des Wissens um die eingesetzte Technologie zumeist kaum Kenntnis über Zahl und Auswirkung der emittierten Einzelsubstanzen.

Gesteigertes Umweltbewußtsein sowie behördliche Auflagen führten seit den 70er Jahren zu einem beachtlichen Strukturwandel der österreichischen Zellstoff– und Papierindustrie, welcher den investitionsfreudigen Betrieben auch wirtschaftlich zugute kam. Trotz wichtiger Maßnahmen – wie z.B. im Bereich von Abwassertechnik, Reststoffverwertung und innerbetrieblichen Kreislaufsystemen sowie durch Verfahrensumstellungen – sind die Auswirkungen auf die Fließgewässer jedoch immer noch gravierend. Insbesondere kleinere Flüsse werden durch die Abwässer der Zellstoff– und Papierindustrie häufig über die Grenzen ihrer Belastbarkeit hinaus beeinträchtigt, was sich in der Vernichtung der Lebensgemeinschaften einiger Gewässer deutlich zeigt. Besonders drastisch stellte sich diese Situation am Beispiel der Vellach, dem Vorfluter des (inzwischen stillgelegten) Zellstoffwerkes Obir in Rechberg dar.

Vor diesem Hintergrund ersuchte der Nationalrat mit Entschließung vom 2. Dezember 1988 die Bundesministerin für Umwelt, Jugend und Familie, das Umweltbundesamt mit der Erstellung einer Studie über die von der österreichischen Papier– und Zellstoffindustrie verursachten Gewässerbelastungen zu beauftragen. Als Zeitrahmen für die Arbeit stand ein Jahr zur Verfügung.

Von den insgesamt 38 in Österreich vorhandenen Betrieben wurden 13 beprobt, die aufgrund ihrer Größe und Technologie ausgewählt wurden, darunter fast alle Zellstoffwerke. Die Wahl der Probenahmestellen erfolgte in Absprache mit den zuständigen Dienststellen der Ämter der Landesregierungen unter deren Mithilfe und Unterstützung; teilweise wurden auch Probenahmestellen der Gewässeraufsicht der Ämter der Landesregierungen übernommen.

Neben umfangreichen, von den Labors des Umweltbundesamtes durchgeführten chemischen Analysen, wurden an ausgewählten Standorten detailliertere Untersuchungen begonnen, in die auch Schadstoffdeterminationen in Sedimenten und biozönotische Auswirkungen mit einbezogen wurden. Die Ergebnisse der Analysen wurden mit Angaben seitens der Werke verglichen, die durch Aussendung von Fragebögen an die einzelnen Betriebe erhoben werden konnten.

2.1.1.1 Zellstoff– und Papiererzeugung in Österreich

Im Jahr 1988 wurden in Österreich 2.650.000 t *Papier, Maschinenkarton* und *Pappe* hergestellt. Davon wurden 75 % exportiert. Der Importanteil am Verbrauch (1.080.000 t) betrug 38,5 %. Die Faserstoffversorgung für die Produktion betrug 46 % Papierzellstoff, 42 % Altpapier und 12 % Holzstoff.

In Österreich wurden 1988 1.180.000 t *Zellstoff* erzeugt, davon 571.596 t gebleichter Sulfitzellstoff und 200.554 t gebleichter Sulfatzellstoff. 20 % des Zellstoffs wurden exportiert, der Importanteil am Verbrauch (1.260.000 t) betrug 27,1 %. Bei *Holzstoff* betrug die Produktion 280.000 t, der Importanteil 2,5 % (kein Export).

Der *Altpapierverbrauch* betrug rund 1.000.000 t, davon wurden 56 % importiert, 44 % stammten aus dem Inlandsaufkommen.

Die Produktion der österreichischen Zellstoff– und Papierindustrie ist in den Abb. 1 u. 2 dargestellt.

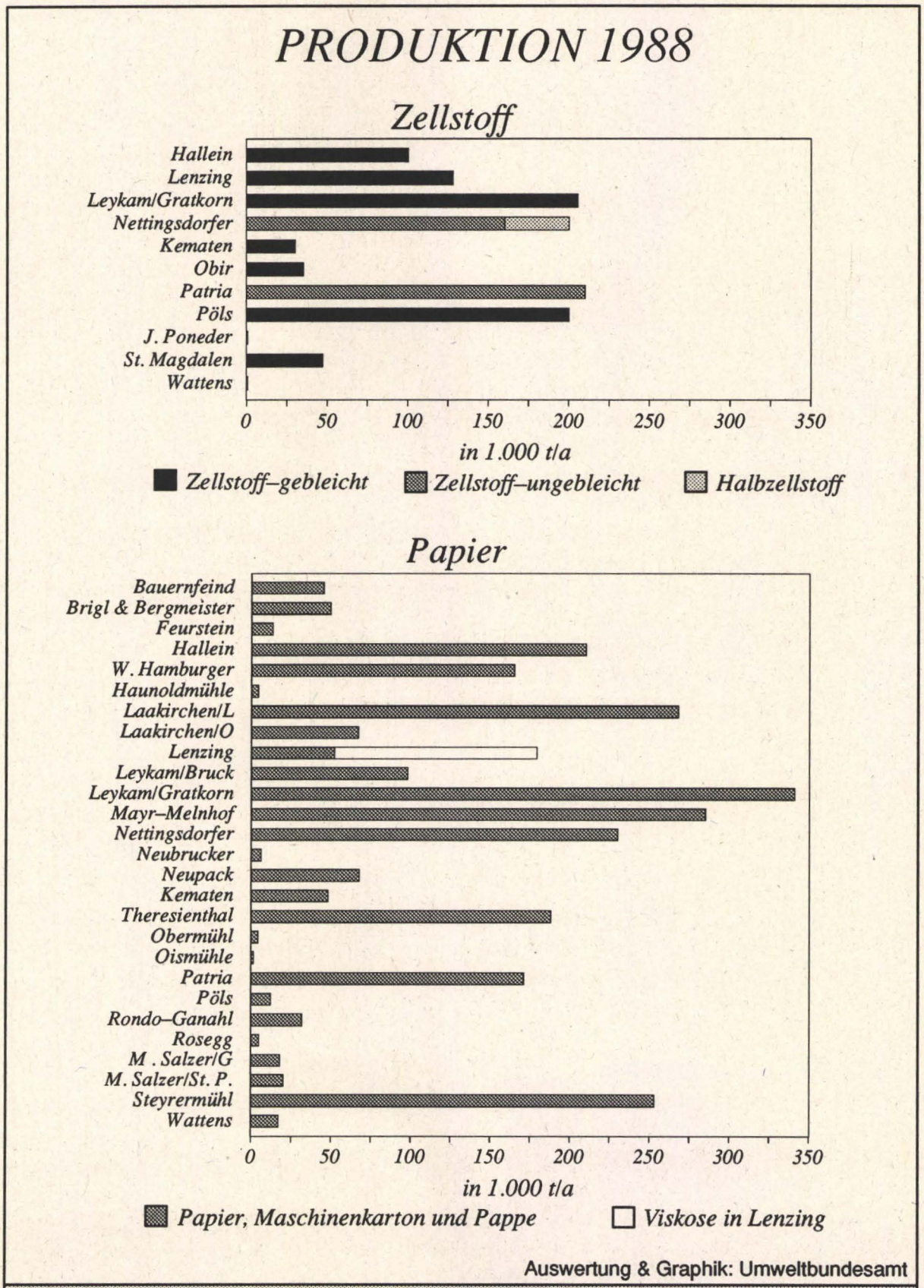


Abb. 1: Produktion der Österreichischen Zellstoff– und Papierindustrie im Jahr 1988

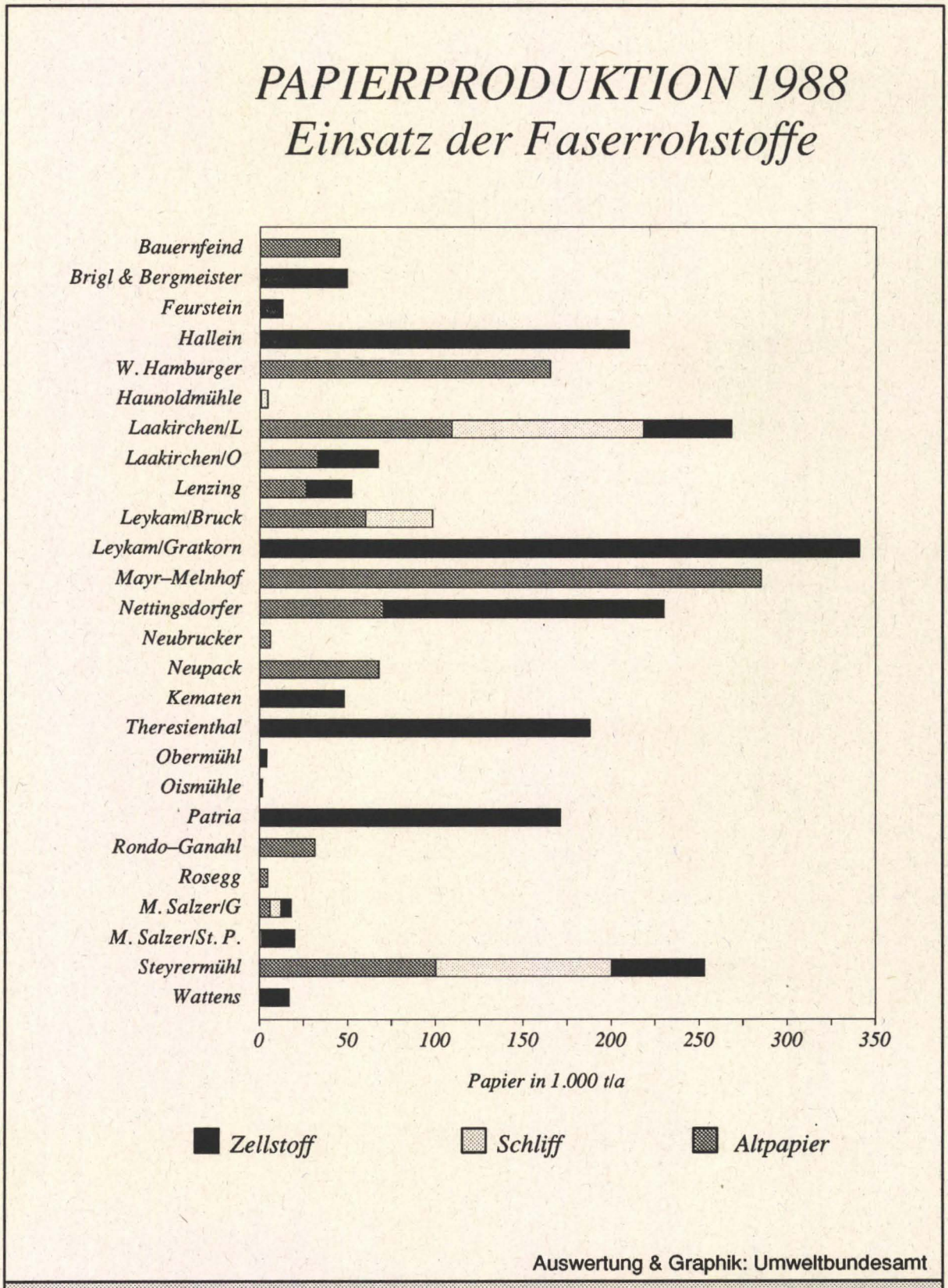


Abb. 2: Anteile der Faserrohstoffe in der Österreichischen Papierproduktion 1988

2.1.1.2 Ergebnisse der Immissionsmessungen

Das Umweltbundesamt führte im Jahr 1989 an folgenden Standorten der österreichischen Zellstoff– und Papierindustrie Immissionsmessungen durch:

Werk	*Ort*	*Bundesland*	*Vorfluter*
Zellstoff Pöls AG	*Pöls*	*Stmk*	*Pöls*
Brigl & Bergmeister Papierfabrik GmbH	*Niklasdorf*	*Stmk*	*Mur*
Roman Bauernfeind Papierfabrik GmbH	*Frohnleiten*	*Stmk*	*Mur*
Kartonfabrik Franz Mayr–Melnhof & Co.	*Frohnleiten*	*Stmk*	*Mur*
Leykam Mürztaler Papier und Zellstoff AG	*Gratkorn*	*Stmk*	*Mur*
Neusiedler AG, Papier– und Zellstoffabrik	*Kematen*	*NÖ*	*Ybbs*
Lenzing AG	*Lenzing*	*OÖ*	*Ager*
Papierfabrik Laakirchen AG	*Laakirchen*	*OÖ*	*Traun*
Steyrermühl Papierfabriks– und Verlags AG	*Steyrermühl*	*OÖ*	*Traun*
Zellulose St. Magdalen GmbH	*Villach*	*Ktn*	*Drau*
Zellstoff Obir GmbH	*Rechberg*	*Ktn*	*Vellach*
Patria Papier und Zellstoff AG	*Frantschach*	*Ktn*	*Lavant*
Hallein Papier AG	*Hallein*	*Sbg*	*Salzach*

Die chemisch–physikalischen Analysen dienten zur Erfassung der Belastung der jeweiligen Gewässer. Dabei wurden auch in diesem Zusammenhang in Österreich noch nicht bestimmte Parameter untersucht. Ein Vergleich der erhaltenen Daten zeigte eine weitgehende Übereinstimmung mit den von den Werken angegebenen Emissionen.

Die für eine ökologische Interpretation der Daten wesentliche Vorbelastung der untersuchten Fließgewässer oberhalb der Werksstandorte wurde ebenfalls erhoben.

An Ager und Pöls erfolgten außerdem Untersuchungen der Schadstoffverteilungen im Flußlängsprofil sowie biologische Güteabschätzungen. Darüber hinaus wurden Emissionsmessungen durchgeführt und an ausgewählten Stellen Sedimentanalysen begonnen. Bei der Interpretation der Ergebnisse wurden auch die von den Dienststellen der Landesregierungen mitgeteilten Meßergebnisse und Erfahrungen berücksichtigt.

Die Belastung der Vorfluter wurde vom Umweltbundesamt an fast allen Zellstoffproduktionsstätten sowie bei ausgewählten Papierfabriken direkt gemessen. Bei diesen Untersuchungen wurde neben den häufiger untersuchten und teilweise bescheidmäßig erfaßten Parametern auch eine große Zahl von weiteren Substanzen analysiert, wobei das Augenmerk vor allem auf chlororganische Verbindungen gelegt wurde. Um eine objektive Abschätzung auftretender Belastungen sicherzustellen, erfolgte die Probenahme auch in den Nachtstunden sowie an Wochenenden. Die Erhebungen konnten wegen des geringen zur Verfügung stehenden Zeitrahmens nur stichprobenartig durchgeführt werden.

Erwartungsgemäß zeigte sich, daß durch die Zellstoffherstellung eine wesentlich stärkere Beeinträchtigung der Flüsse auftritt als bei der Papierproduktion.

Die Belastungssituation der untersuchten Fließgewässer (Ager–Traun, Ybbs, Pöls–Mur, Drau–Vellach–Lavant, Salzach) durch die dort angesiedelte Zellstoff– bzw. Papierindustrie läßt sich – trotz verstärkter Umweltschutzmaßnahmen – überwiegend als kritisch bezeichnen.

In der *Pöls* (Pöls AG) und der *Vellach* (Obir GmbH) erwiesen sich die Konzentrationen der organischen Chlorverbindungen sowie die Belastungen mit leicht abbaubaren organischen Substanzen – nicht zuletzt bedingt durch die geringe Größe der Vorfluter – aus ökologischer Sicht als nicht vertretbar.

Durch die Stillegung des Werkes der Obir GmbH in Rechberg ist jedoch längerfristig mit einer Erholung der biologischen Situation in der Vellach zu rechnen.

Hohe AOX–Frachten (Adsorbable Organic Halogen) wurden auch in der *Mur* gefunden. Diese sind vor allem auf Einleitungen der Pöls AG (über die Pöls) und der Leykam AG in Gratkorn zurückzuführen. Die Belastungen der Mur mit abbaubaren organischen Schadstoffen durch die Leykam AG wirken sich demgegenüber – bedingt durch die Vorreinigung durch eine biologische Kläranlage sowie vor allem durch die Größe des Vorfluters – nur relativ gering aus.

Der Ausstoß der Lenzing AG an leicht abbaubaren organischen Verbindungen führt, aufgrund der geringen Größe der *Ager*, zu schweren ökologischen Beeinträchtigungen des Flusses. Die Emissionen an Organochlorverbindungen sind im Vergleich zu anderen Zellstoffwerken mit Chlorbleiche relativ gering. Dennoch stellen diese Belastungen, bedingt durch die Persistenz und Akkumulationsfähigkeit chlororganischer Verbindungen in biologischen Systemen, ein schwer abzuschätzendes ökologisches Risiko dar.

Als Problemstandorte in bezug auf organische Chlorverbindungen sind auch Kematen (*Ybbs*) und Hallein (*Salzach*) anzusehen.

Die Belastung der *Lavant* mit Emissionen des Werkes der Patria AG in Frantschach hat noch 1984/85 zu einer außergewöhnlich starken Verunreinigung des Flusses geführt. Seit Einbindung der Werksabwässer in eine Verbandskläranlage hat sich die Situation wesentlich gebessert. Belastungen mit chlororganischen Verbindungen stellen an diesem Standort im allgemeinen kein Problem dar (keine Chlorbleiche).

Die Sedimente von Ager und Pöls wurden auf chlorierte Dioxine und Furane untersucht; Spuren dieser Substanzen wurden in der Ager, etwas höhere Konzentrationen auch in der Pöls festgestellt.

Die Belastung mit chlororganischen Verbindungen steht in direktem Zusammenhang mit der Anwendung der Chlorbleiche. Da eine Emissionsreduktion durch Abwasserbehandlungsmaßnahmen nur einen relativ geringen Wirkungsgrad aufweist bzw. das Problem nur verlagert wird (Klärschlamm), ist eine wesentliche Erholung der Belastungssituation der im Einflußbereich der Zellstoffindustrie stehenden österreichischen Flüsse nur durch den Einsatz chlorfreier Bleichungstechnologien zu erwarten.

Sowohl aus gewässerökologischer als auch aus gesamtökologischer Sicht muß die Nullemission für chlororganische Verbindungen forciert angestrebt werden, was jedenfalls den Ausstieg aus der Chlorbleiche bedeutet.

Im folgenden sollen ausgewählte Einzelergebnisse dargestellt werden, wobei besonders auf die Parameter DOC und AOX eingegangen wird. Während der DOC (Dissolved Organic Carbon) ein Maß für die Gesamtbelastung an organischen Schadstoffen ist, werden mit dem

AOX (Adsorbable Organic Halogen) die ökotoxikologisch besonders bedenklichen chlororganischen Verbindungen erfaßt.

Die bei der Zellstoffbleiche anfallenden und mit dem Abwasser emittierten halogenorganischen Verbindungen umfassen nach Angaben der Fachliteratur mehrere hundert Substanzen. Eine Analyse aller Einzelstoffe ist mit vertretbarem Aufwand nicht möglich, daher wurde international die Bestimmung des AOX eingeführt. Mit dieser Methode wird die Gesamtmenge aller organisch gebundenen Halogene bestimmt (Summenparameter). Da diese Schadstoffgruppe sowohl relativ ungiftige als auch extrem giftige Substanzen beinhaltet, können mit diesem Parameter keine unmittelbaren Aussagen über die Toxizität von Abwässern gemacht werden. Für vergleichende Betrachtungen oder zur Abschätzung der Effizienz von Vermeidungsstrategien hat sich dieser Parameter dennoch international gut bewährt.

Aquatische Ökosysteme sind durch Organochlorverbindungen besonders gefährdet. Eine Reihe der emittierten Substanzen wirkt auf höhere wie niedere Tierarten sehr toxisch (vor allem chronisch); einige Stoffe verursachen auch Krebs, die Mißbildung von Embryonen oder eine Schädigung der Erbanlagen (karzinogene, teratogene und mutagene Wirkungen). Außerdem sind viele chlororganische Substanzen persistent und werden in Nahrungsketten angereichert, sodaß in deren Endgliedern – z.B. in Fischen und Wasservögeln – höhere Konzentrationen gefunden werden, deren Auswirkungen nur zum Teil bekannt sind. So zeigen Fische aus mit Zellstoffabwässern (Chlorbleiche) belasteten Gewässern unter anderem morphologische und physiologische Störungen, die sich z.B. in Schädigungen des Knochenbaues oder verringerter Fortpflanzungskapazität ausdrücken. Neben direkt wirksamen Einflüssen stellen Faktoren wie Streß und verminderte Widerstandsfähigkeit ebenfalls Gefährdungspotentiale für Populationen dar. Derartig in Mitleidenschaft gezogene Lebensräume bzw. Fischpopulationen fallen in den meisten Fällen auch für Fischereizwecke aus.

In Österreich wird der weitaus größte Teil des produzierten Zellstoffes zu *Papier* weiterverarbeitet. Die dabei anfallenden Schadstoffmengen sind jedoch wesentlich geringer als bei der Zellstoffproduktion.

Pöls und Mur

An Pöls und Mur wurden fünf der dort vorhandenen Werke näher untersucht: zwei Zellstoffwerke mit Chlorbleiche (Zellstoff Pöls AG und Leykam Mürztaler Papier und Zellstoff AG in Gratkorn) sowie drei Papierfabriken (Brigl & Bergmeister Papierfabrik GmbH, Roman Bauernfeind Papierfabrik GmbH, Kartonfabrik Mayr–Melnhof & Co).

Orientiert man sich an dem in den Immissionsrichtlinien des Bundesministeriums für Land– und Forstwirtschaft (1987) angeführten Wert (2 mg C/l), zeigen sich beim *DOC* unterhalb des Werkes in Pöls Überschreitungen um ein Vielfaches (bis zu 15 mg/l). Im Verlauf der Mur unterhalb der Einmündung der Pöls wurden leicht erhöhte DOC–Werte nachgewiesen, die unterhalb des Standortes Gratkorn geringfügig ansteigen (s. Abb. 3).

Von sämtlichen untersuchten Gewässern waren in der Pöls die weitaus höchsten *AOX*–Konzentrationen nachweisbar (bis zu 5 mg/l bzw. 5.000 µg/l). Nach Angaben der Fachliteratur sind Gewässer mit einer AOX–Konzentration von über 0,04 mg/l (= 40 µg/l) als sehr stark belastet einzustufen. Die Pöls ist nach der Einleitung der Abwässer der Pöls AG, je nach Wasserführung, 10– bis über 100mal (!) höher belastet. Diese Belastungssituation wirkt sich, über die Pöls hinaus, auch in der Mur noch deutlichst aus. Bis zur Einmündung der Abwässer der Leykam AG (Gratkorn) oberhalb von Graz zeigt die Mur weiterhin eine – offensichtlich hauptsächlich auf die Pöls AG zurückzuführende – sehr starke AOX–Belastung. Nach der Einleitung der Zellstoffabwässer bei Gratkorn steigen die AOX–Konzentrationen wiederum deutlich an (s. Abb. 4). Die absolute Menge an emittiertem AOX liegt an diesem Standort noch über jener der Pöls AG.

Um das Verhalten chlororganischer Verbindungen im Verlauf von Fließgewässern genauer zu untersuchen, analysierte das Umweltbundesamt je eine zusätzliche Serie von Wasserproben aus Pöls und Ager insbesondere auf deren Gehalt an organischen Chlorverbindungen (gemessen als AOX); die Auswahl beider Vorfluter erfolgte aufgrund ihrer geringen durchschnittlichen Wasserführung.

Die Probenahme in der Pöls erfolgte am 28.9.1989 entlang eines Längsprofils, wobei eine Probe oberhalb der Pöls AG, eine unterhalb des Werkes vor Einleitung der Abwässer und 6 Proben entlang der Strecke zwischen Abwassereinleitung und Mündung der Pöls in die Mur gezogen wurden (s. Abb. 5; die Einleitung der Werksabwässer in die Pöls erfolgt flußabwärts der Probenahmestelle B).

Ager und Traun

Die Ager zeigt als Folge der Einleitung von Abwässern der Lenzing AG eine äußerst hohe *DOC*–Belastung, welche den oben genannten allgemeinen Immissionsrichtwert von 2 mg C/l um ein Vielfaches übersteigt. Diese hohe organische Belastung findet auch in der massiven Beeinträchtigung der biologischen Gewässergüte ihren Niederschlag. Die DOC–Belastung der Traun durch die Werke Laakirchen AG und Steyrermühl AG ist hingegen als gering einzustufen (s. Abb. 6).

Die *AOX*–Konzentrationen in der Ager können – gemäß Fachliteratur – als mäßig stark bzw. stark bewertet werden (s. Abb. 7). Bei einer in dieser Abbildung nicht berücksichtigten Messung im Juli 1989 konnten sehr starke Belastungen nachgewiesen werden.

Um den Einfluß der Lenzing AG auf die Metallkonzentrationen im Agersediment abschätzen zu können, wurde für Zink ein Längsprofil (vier Positionen) erstellt. Die Zinkbelastung der Ager durch die Viskoseproduktion der Lenzing AG ist seit längerem bekannt.

Die Zinkbelastung steigt nach der Einleitung der Abwässer aus der Viskoseproduktion drastisch an (auf 20.000 mg/kg) und beträgt selbst bei der Probenahmestelle nach Schwanenstadt noch über 8.000 mg/kg (s. Abb. 8). Die Konzentrationszunahme läßt sich über die Traun hinaus bis in die Donau deutlich nachweisen. Der natürliche Zinkgehalt in Bachsedimenten liegt meist unter 100 mg/kg.

2.1.1.3 Auf der Basis von Werksangaben berechnete Belastung österreichischer Fließgewässer (Bezugsjahr 1988)

Auf Basis der vom Umweltbundesamt erhobenen Werksangaben *für das Jahr 1988* wurde auf Grundlage hydrographischer Daten eine Abschätzung der Belastungssituation der betroffenen Gewässer u.a. für die Parameter CSB und AOX durchgeführt. Unter CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf) versteht man die Menge an gelöstem Sauerstoff, die zur chemischen Oxidation der anorganischen und organischen Stoffe im Wasser benötigt wird. In den folgenden Abbildungen wird die so abgeschätzte Belastung österreichischer Oberflächengewässer durch die Zellstoff– und Papierindustrie zusammenfassend dargestellt.

Für den Parameter CSB ist mit einer teilweise nicht anthropogen verursachten Vorbelastung in allen Gewässern zu rechnen. Diese natürliche Grundbelastung unterliegt starken Schwankungen, vor allem bei ausgeprägten Niederschlagsereignissen und bei hohen Abflußmengen ist ein Ansteigen des CSB zu erwarten.

Für die ökologischen Auswirkungen von Abwassereinleitungen in Fließgewässer ist neben der absoluten Menge der eingebrachten Stoffe auch die Größe des jeweiligen Vorfluters entscheidend. Gleiche Mengen an eingebrachten Schadstoffen verursachen in kleineren Flüssen größere Schäden. Mit den natürlichen, meist jahreszeitlich bedingten Schwankungen der Wasserführung schwanken auch die durch (konstante) Emissionen verursachten Schadstoffkonzentrationen im Gewässer. Für die Ökosysteme ist dabei im allgemeinen die intensivste Belastungssituation, d.h. die Situation bei Belastungsspitzen bzw. bei Niederwasser entscheidend. Es wurden daher auch die im Fluß zu erwartenden Konzentrationen bei Mittelwasser und bei ausgeprägtem Niederwasser errechnet (die Berechnung erfolgte ohne Berücksichtigung der Vorbelastung des Vorfluters und unter der Annahme konstanter Emissionen auch bei Niederwasser; s. Abb. 9 u. 10).

Literatur

DANZER, M.; VOGEL, W.; CHOVANEC, A. (1989): Belastung von Fließgewässern durch die Zellstoff– und Papierindustrie in Österreich. Zusammenfassende Darstellung. Monographien 17. Umweltbundesamt, Wien.

DANZER, M.; HRUSCHKA, A.; FLECKSEDER, H. (1989): Belastung von Fließgewässern durch die Zellstoff– und Papierindustrie in Österreich. Teil A – Technologie und Emissionen. Monographien 17a. Umweltbundesamt, Wien.

VOGEL, W.; CHOVANEC, A. (1989): Belastung von Fließgewässern durch die Zellstoff– und Papierindustrie in Österreich. Teil B – Ökologie und Immissionen. Monographien 17b. Umweltbundesamt, Wien.

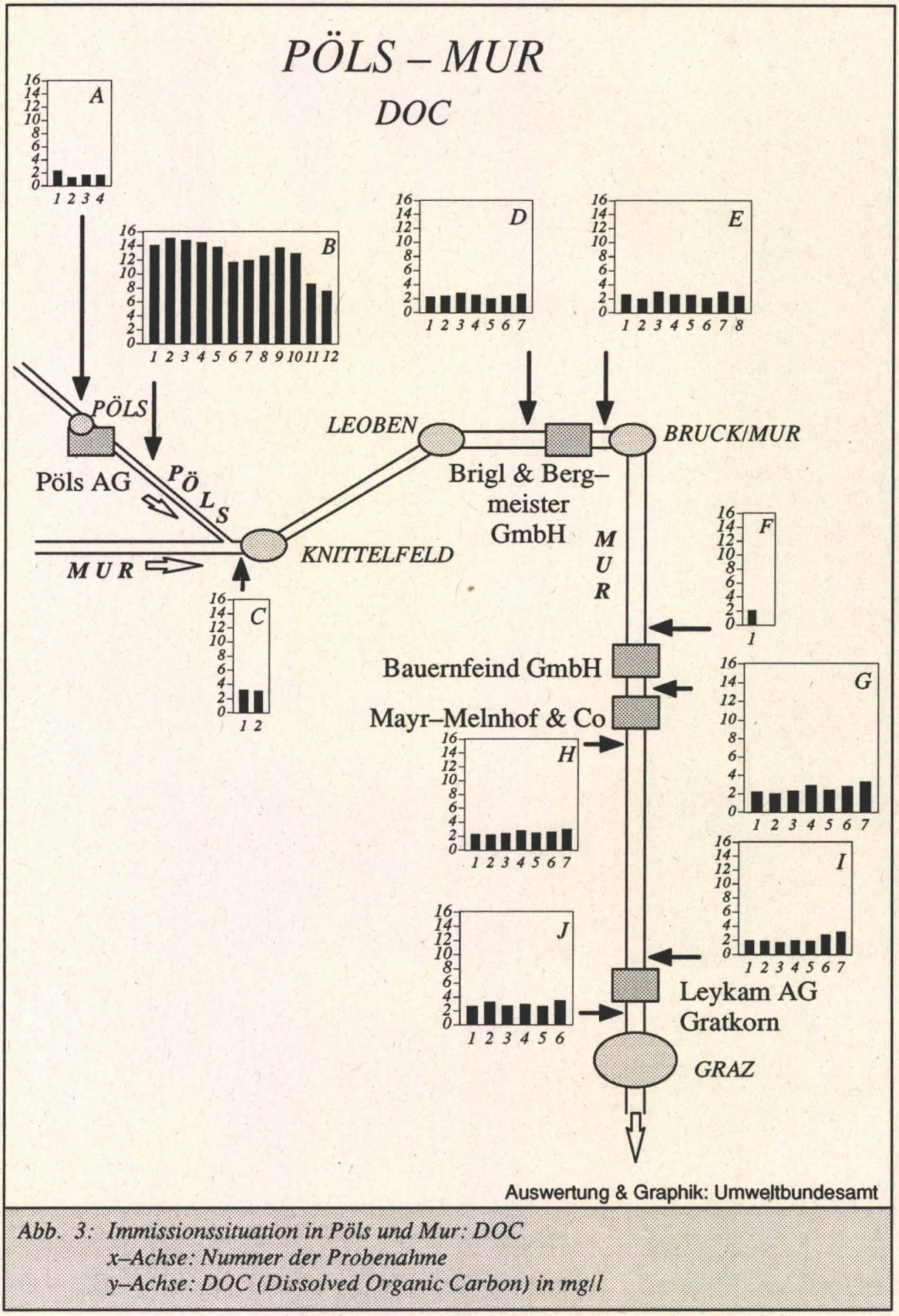


Abb. 3: Immissionssituation in Pöls und Mur: DOC
x–Achse: Nummer der Probenahme
y–Achse: DOC (Dissolved Organic Carbon) in mg/l

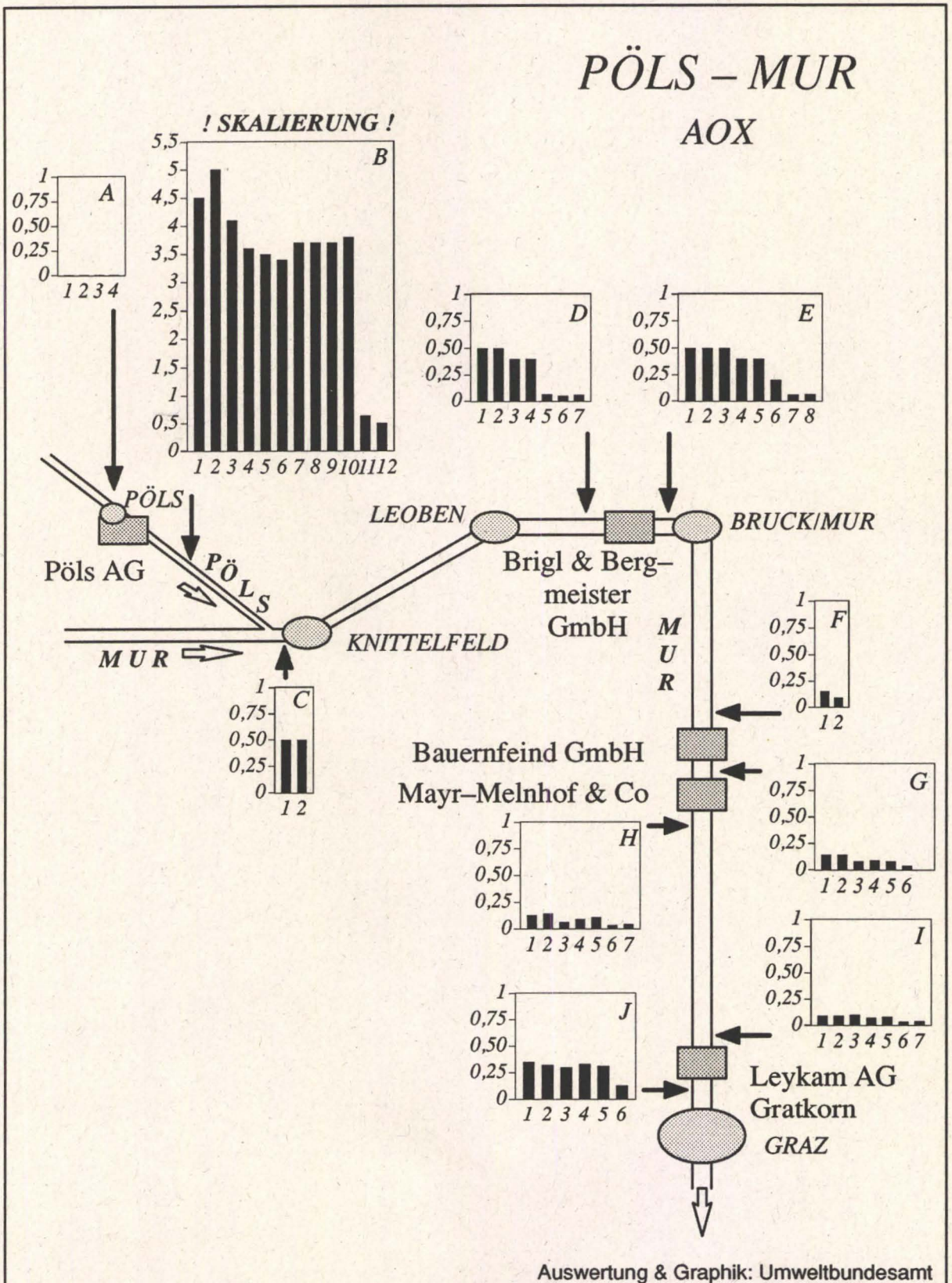


Abb. 4: Immissionssituation in Pöls und Mur: AOX
x–Achse: Nummer der Probenahme
y–Achse: AOX (Adsorbable Organic Halogen) in mg/l

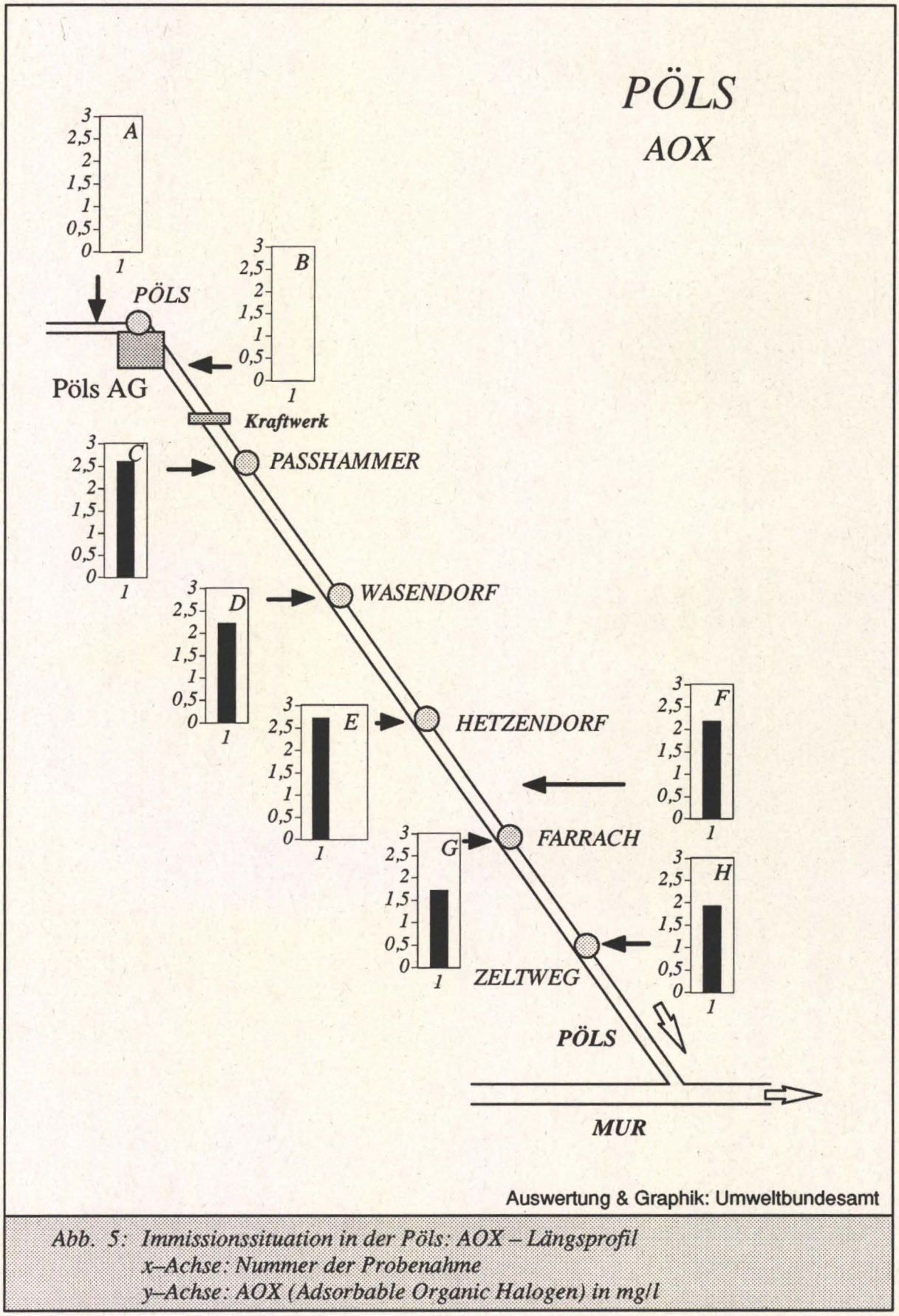


Abb. 5: Immissionssituation in der Pöls: AOX – Längsprofil
x–Achse: Nummer der Probenahme
y–Achse: AOX (Adsorbable Organic Halogen) in mg/l

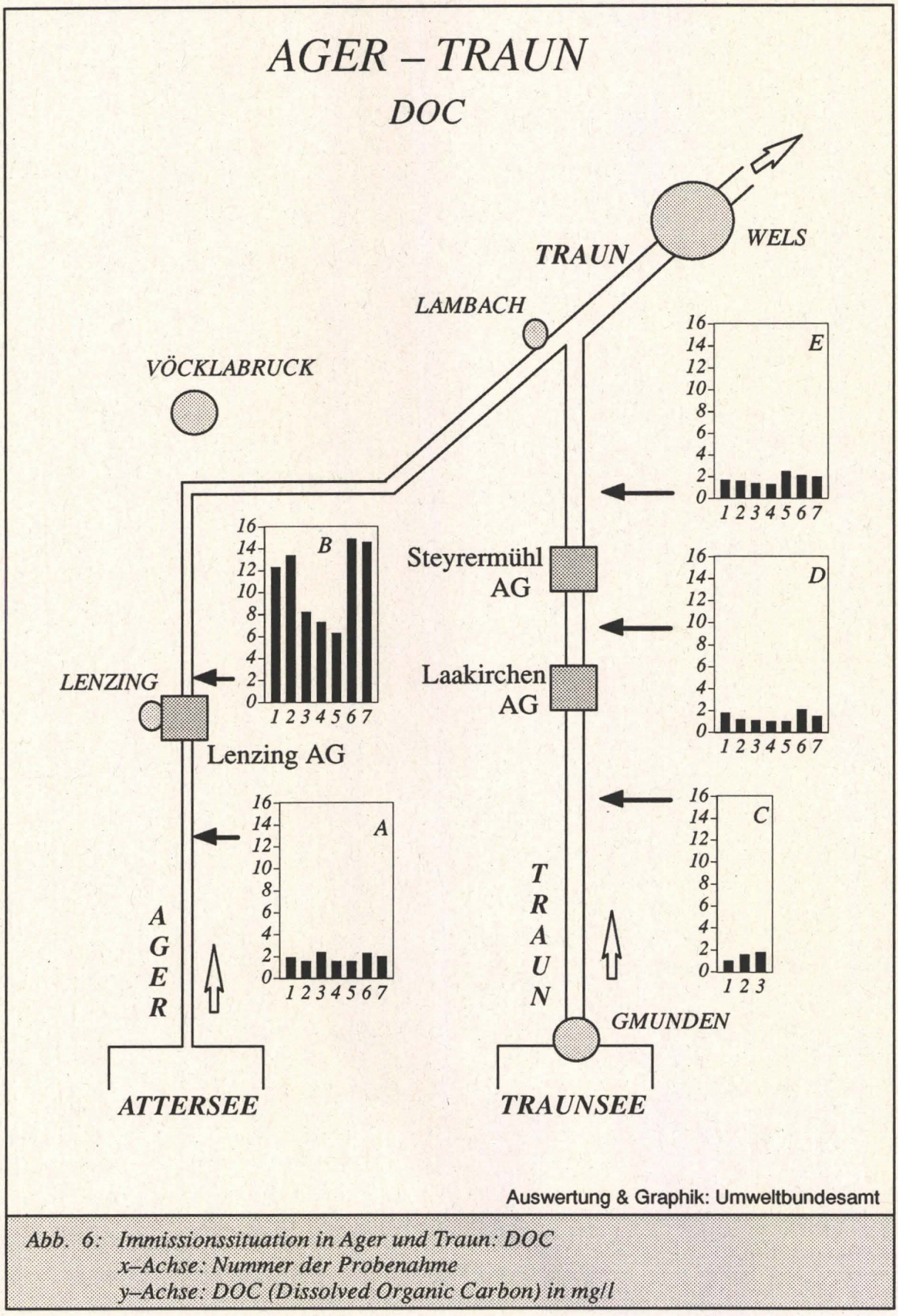


Abb. 6: Immissionssituation in Ager und Traun: DOC
x–Achse: Nummer der Probenahme
y–Achse: DOC (Dissolved Organic Carbon) in mg/l

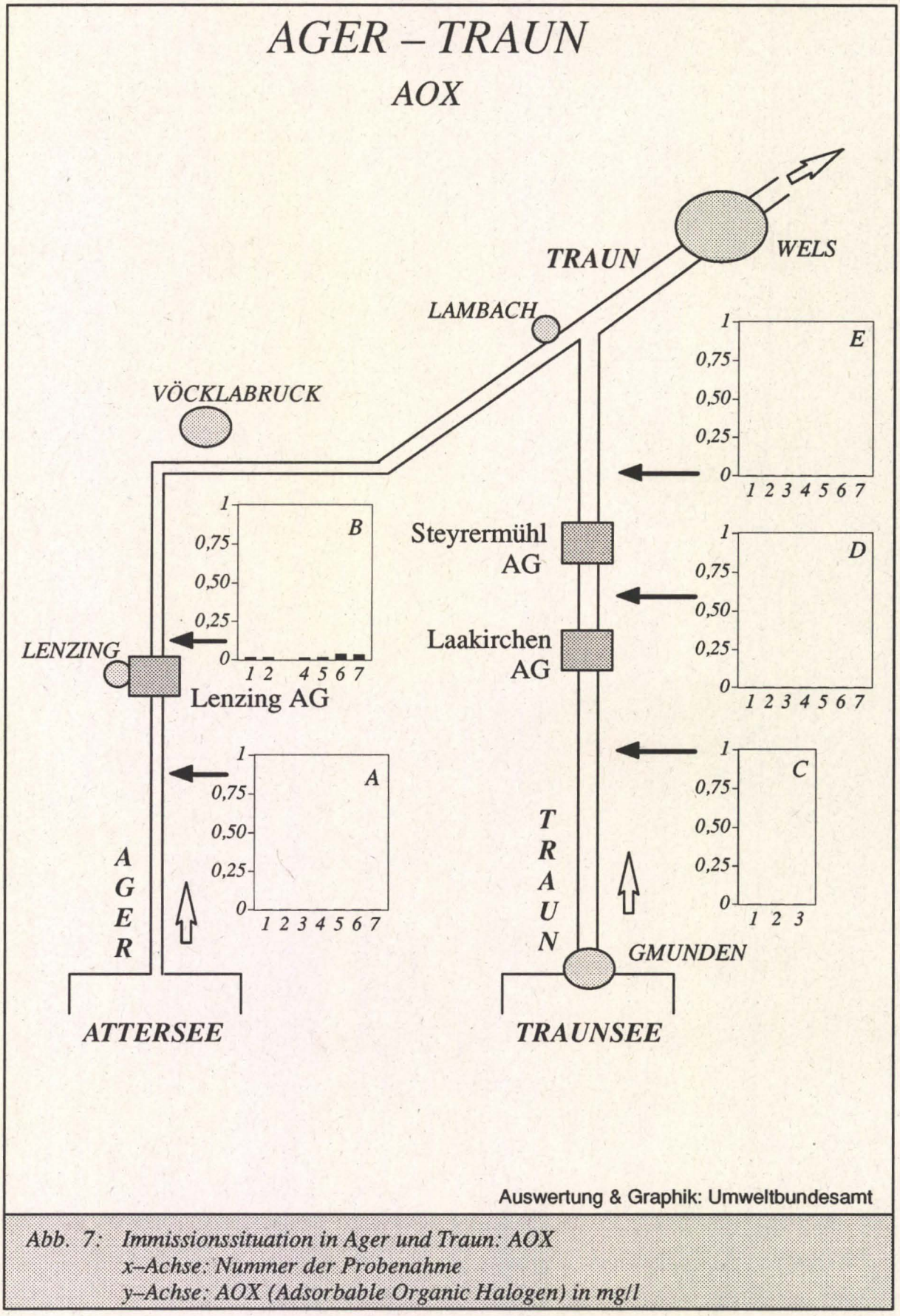


Abb. 7: Immissionssituation in Ager und Traun: AOX
x–Achse: Nummer der Probenahme
y–Achse: AOX (Adsorbable Organic Halogen) in mg/l

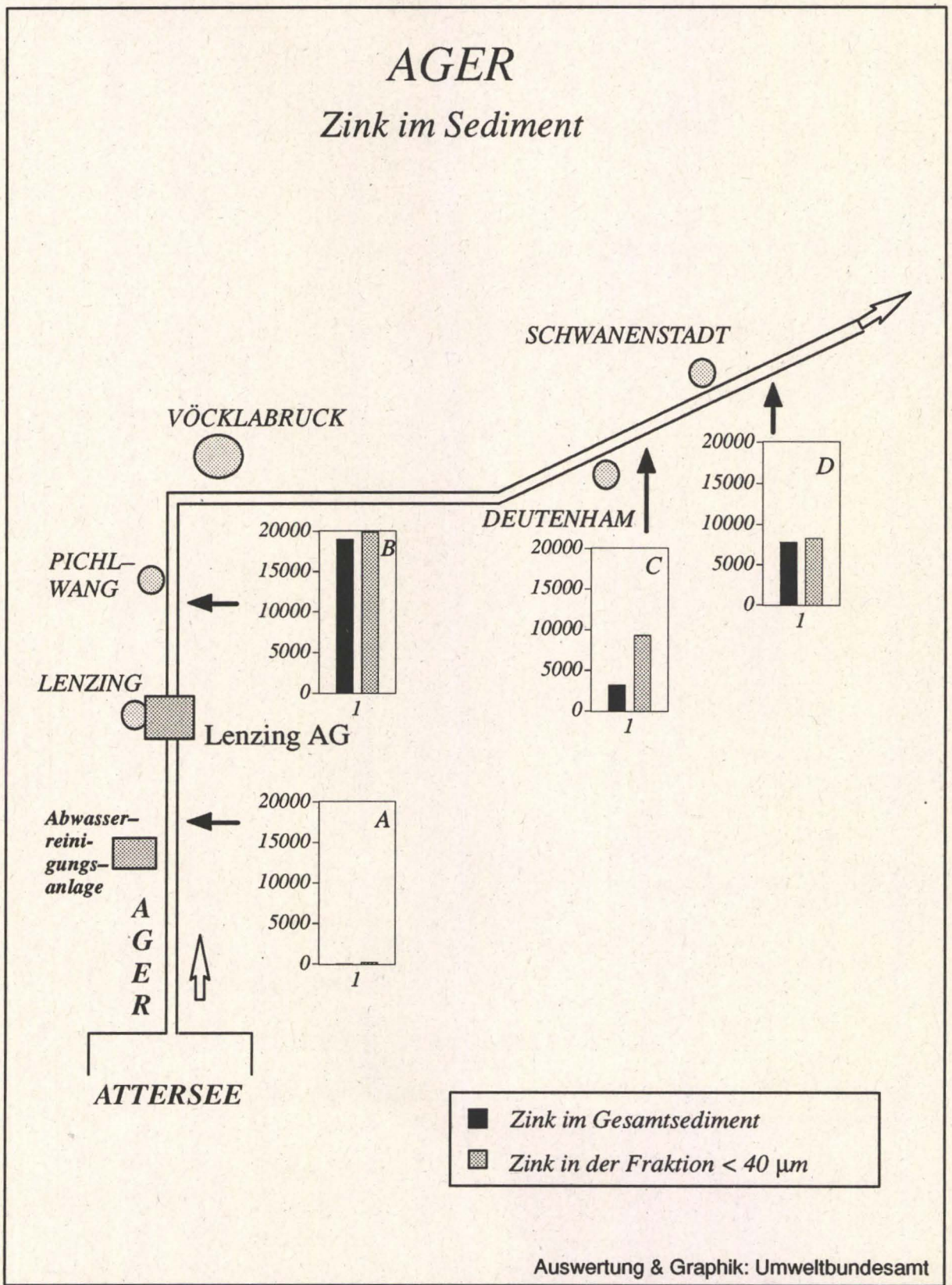


Abb. 8: Schwermetalle im Sediment der Ager: Zink
x–Achse: Nummer der Probenahme
y–Achse: Zink in mg/kg (Trockengewicht)

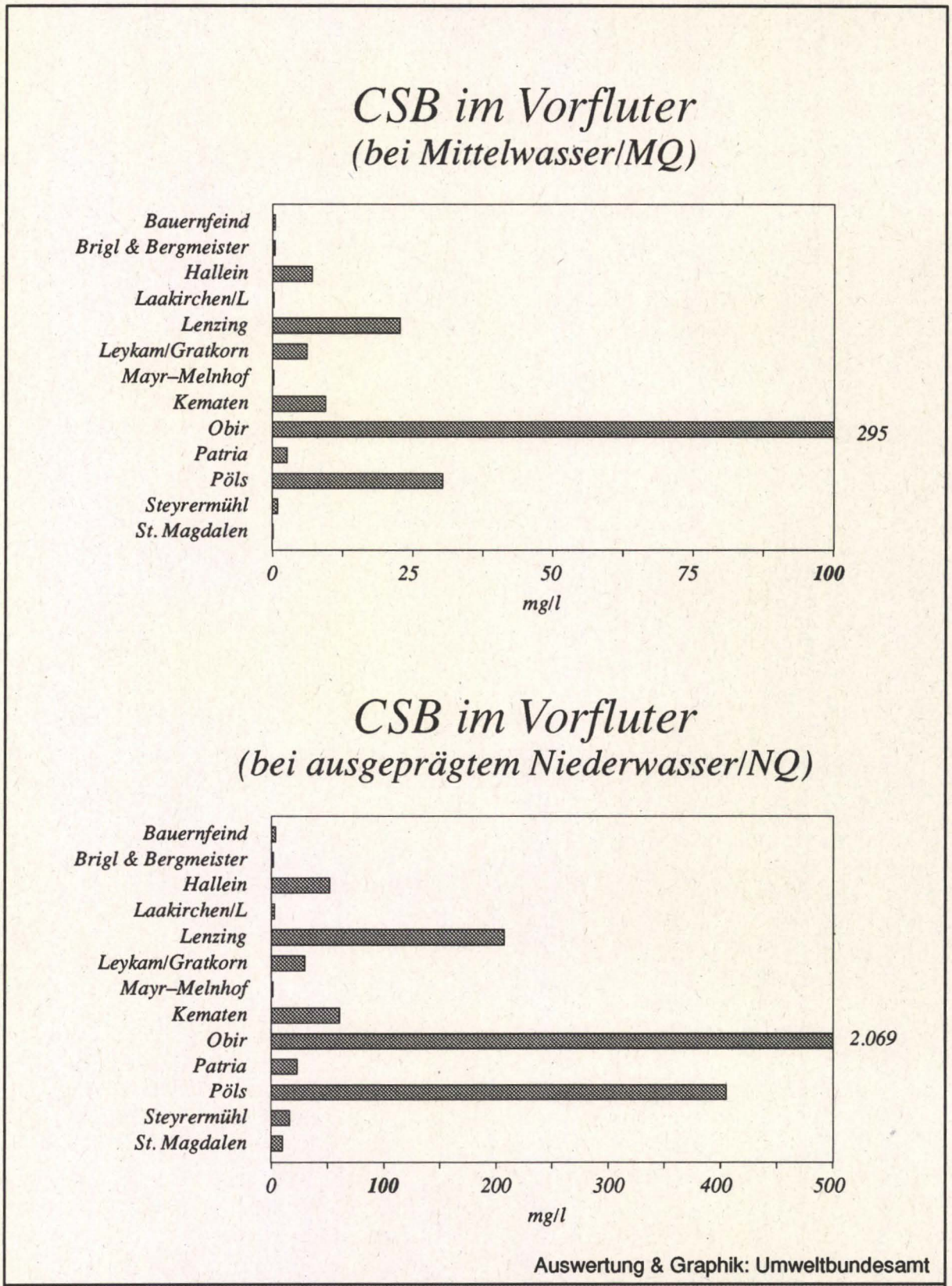


Abb. 9: CSB–Belastung des Vorfluters bei MQ und NQ in mg/l, errechnet aus Werksangaben für das Jahr 1988

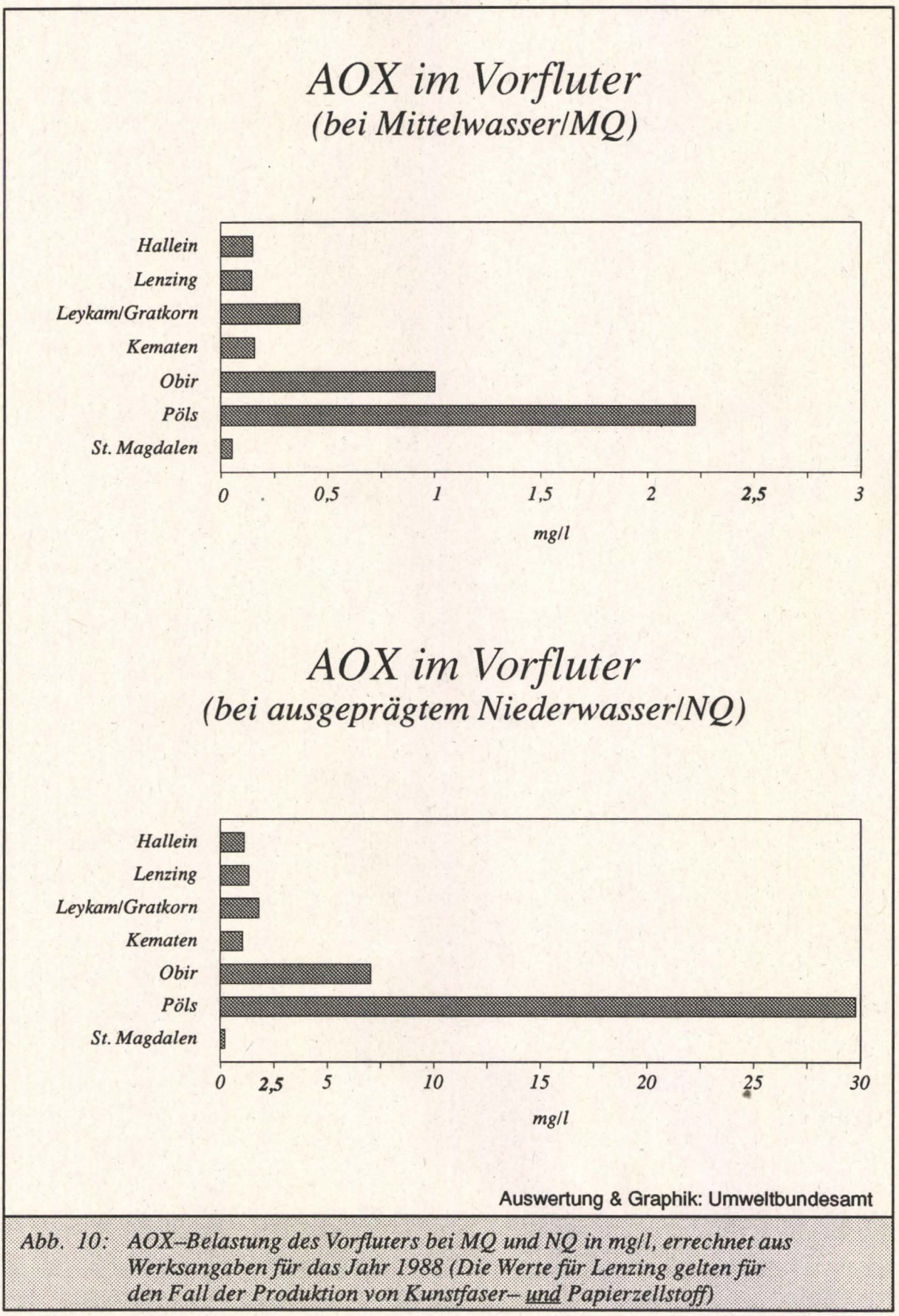


Abb. 10: AOX–Belastung des Vorfluters bei MQ und NQ in mg/l, errechnet aus Werksangaben für das Jahr 1988 (Die Werte für Lenzing gelten für den Fall der Produktion von Kunstfaser– und Papierzellstoff)

2.1.2 Immissionsmessungen in St. Magdalen (Ktn)

Das Umweltbundesamt hat vom 8. September 1988 bis 2. April 1989 Schwefeldioxid (SO_2)–Immissionsmessungen in St. Magdalen, im Nahbereich der Betriebsanlage der Zellstoff Villach Ges.m.b.H., durchgeführt.

Bei Windrichtungen, bei denen die Meßstelle (Draublick 12) im Lee des Zellstoffwerkes lag, traten in unregelmäßigen Zeitabständen sehr hohe Spitzenbelastungen auf.

89 Halbstundenmittelwerte überschritten den Wert von 0,60 mg SO_2/m^3, der auch von der Behörde für das Gebiet (Meßstelle St. Agathen) als Grenzwert vorgegeben ist. Der Halbstundenmittelwert von 8,05 mg SO_2/m^3 (s. Tab. 1) war der höchste Wert, der je vom Umweltbundesamt gemessen wurde (40–faches des SO_2–Grenzwertes laut Immissionsschutzvereinbarung gemäß Art. 15a B–VG). Diese außerordentlich hohen SO_2–Konzentrationen sind offenbar auf Störfälle im Werk zurückzuführen.

Daß das Zellstoffwerk der Verursacher dieser Spitzenbelastungen war, zeigten nicht nur Windrichtungsverteilungen der gemessenen Immissionen (s. Abb. 12), sondern auch Vergleiche mit anderen Meßstellen des Umweltbundesamtes und des Amtes der Kärntner Landesregierung (s. Abb. 12).

Durch die Lage der Meßstelle zu den angrenzenden Häusern ist davon auszugehen, daß insbesondere während der Heizperiode auch ein Immissionsbeitrag durch den Hausbrand vorlag. Dieser ist erfahrungsgemäß jedoch als gering anzusehen und nicht für die gemessenen Spitzenbelastungen verantwortlich.

Aufgrund der vom Umweltbundesamt registrierten Grenzwertüberschreitungen hat das Amt der Kärntner Landesregierung am 9.3.1989 ein automatisches Luftgüteübertragungsnetz installiert.

Neben den bereits vorhandenen Meßstellen St. Agathen und Chemiestraße wurde aufgrund der vom Umweltbundesamt registrierten hohen Immissionswerte, und in Anbetracht des Umstandes, daß die beiden Meßstellen des Zellstoffwerkes wesentlich geringere Meßwerte zeigten, vom Amt der Kärntner Landesregierung am 20.1.1989 eine weitere Meßstelle östlich des Parkplatzes der Zellstoff Villach Ges.m.b.H. errichtet (s. Abb. 11). Durch diese Meßstelle wurden die Meßwerte des Umweltbundesamtes bestätigt und der Hausbrand als Verursacher der fallweise hohen Immissionskonzentrationen ausgeschlossen.

Literatur

SINGER, E.; BAUMANN, R. (1990): Schwefeldioxidmessungen in Verbindung mit Staub in St. Magdalen bei Villach. Reports UBA–90–044. Umweltbundesamt, Wien.

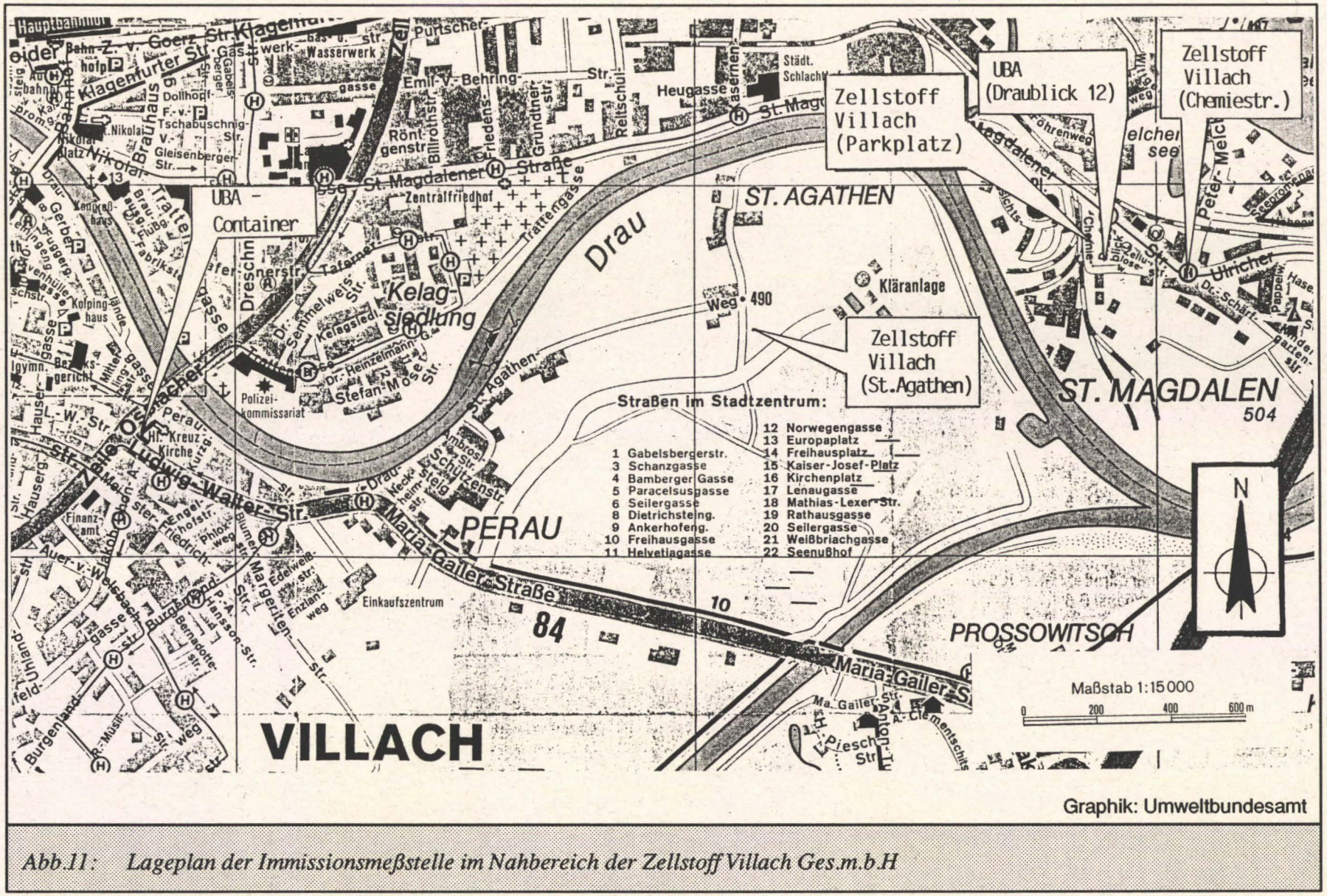


Abb.11: Lageplan der Immissionsmeßstelle im Nahbereich der Zellstoff Villach Ges.m.b.H

www.parlament.gv.at

Tab. 1: Halbstundenmittelwerte über 0,60 mg SO_2/m^3 (bei mehr als 2 Werten pro Tag wurde nur der höchste Wert angegeben

Datum	*Konzentration (mg/m3)*	*Windrichtung (Grad)*
08.09.1988	*0,89*	–
09.09.1988	*0,77*	–
11.09.1988	*1,15*	*190*
12.09.1988	*0,79*	*250*
27.09.1988	*0,71*	*220*
29.09.1988	*2,32*	*190*
30.09.1988	*8,05*	*190*
09.11.1988	*3,92*	*240*
10.11.1988	*2,26*	*230*
12.11.1988	*1,37*	*230*
25.12.1988	*0,67*	*160*
26.12.1988	*0,84*	*120*
15.01.1989	*1,15*	–
24.01.1989	*1,05*	*240*
06.02.1989	*0,84*	*270*
14.02.1989	*0,77*	*260*
10.03.1989	*1,77*	*240*
11.03.1989	*1,14*	*240*
15.03.1989	*0,71*	*210*
17.03.1989	*2,18*	*200*

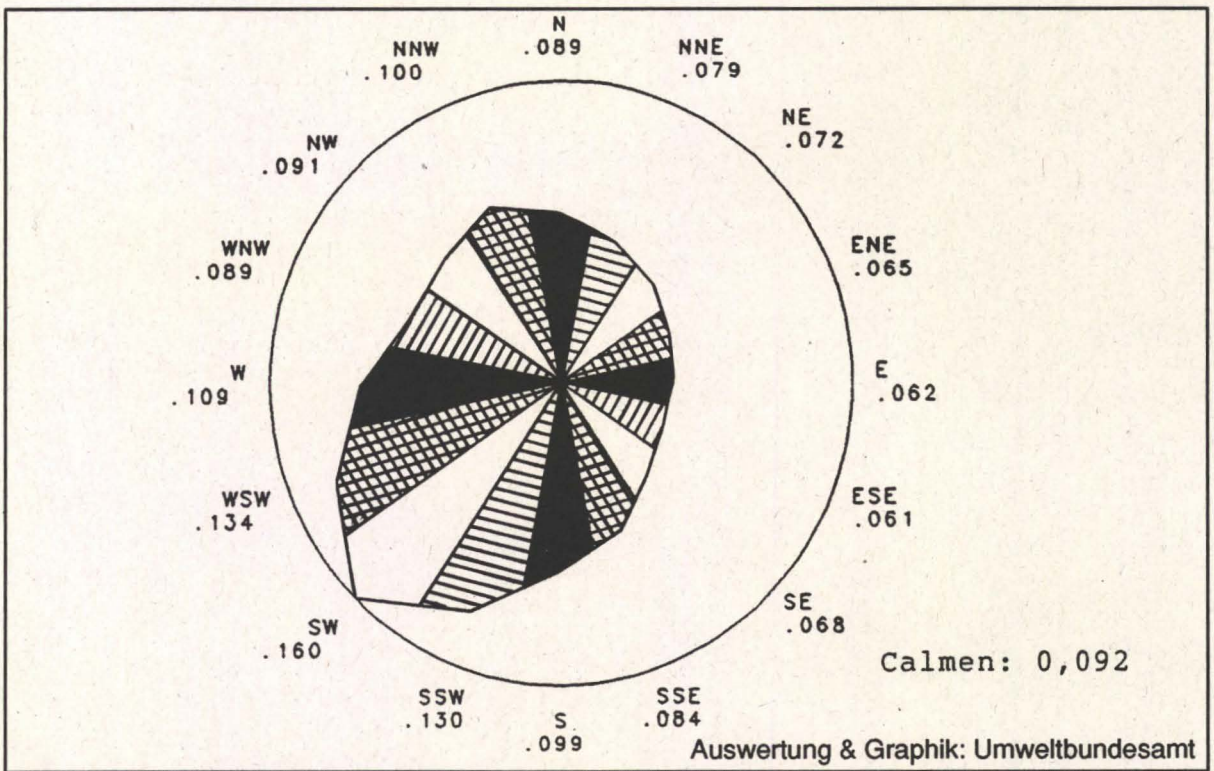


Abb. 12: Mittlere SO_2–Immission in mg/m^3 in Abhängigkeit von der Windrichtung

2.1.3 SO_2–Messungen in Kematen/Ybbs (NÖ)

In Kematen/Ybbs betreibt die Fa. Neusiedler AG ein Zellstoffwerk und daran angeschlossen eine Papierfabrik. Der Zellstoff wird nach dem sauren Magnesiumbisulfit–Verfahren hergestellt.

Aus der Umgebung des Zellstoffwerks gibt es seit längerem Beschwerden über Geruchsbelästigungen und Klagen über Störungen des körperlichen Wohlbefindens (u.a. Schleimhautreizungen, Hustenreiz, Kopfschmerzen). Diese Reaktionen werden von den Anrainern auf fallweise auftretende Emissionen aus dem Zellstoffwerk zurückgeführt. Einige der Betroffenen erstatteten Anzeige beim örtlichen Gendarmerieposten.

Nach einer Absprache zwischen Vertretern des BMUJF, des UBA und der NÖ Kriminalabteilung wurde daher seitens des Umweltbundesamtes am 20.7.1989 mit kontinuierlichen SO_2–Messungen in Kematen begonnen. Die Messungen wurden am 4.10.1989 abgeschlossen.

Da die Messungen verdeckt durchgeführt werden sollten, konnte keine Windmeßstelle aufgebaut werden. Stattdessen wurde in den Häusern zweier Beschwerdeführer, talaufwärts bzw. talabwärts der möglichen Emissionsquelle, jeweils eine SO_2–Meßstelle installiert. Die Ansaugstellen waren in westlicher Richtung (talaufwärts) ca. 300 m und in östlicher Richtung (talabwärts) ca. 500 m von der vermuteten Quelle entfernt. Die Meßstellenanordnung wurde also so gewählt, daß die Meßstellen in einer Achse beiderseits des Werkes lagen. Diese Achse war nahezu talparallel angeordnet; dadurch wurde gewährleistet, daß bei den beiden Hauptwindrichtungen parallel zum Talverlauf jeweils eine Meßstelle im Luv bzw. vor der Quelle und eine im Lee bzw. hinter der Quelle lag. Somit konnte auch ohne Windmessung nachgewiesen werden, ob die Zellstoffabrik der Verursacher der fallweise auftretenden und kurzzeitigen SO_2–Belastung in Kematen war oder nicht.

Sowohl an der westlichen als auch an der östlichen Meßstelle kam es in der 11–wöchigen Meßperiode an 2 Tagen zu Grenzwertüberschreitungen.

Tab. 2: Absolute und relative Häufigkeiten der SO_2–Immissionskonzentrationen (Halbstundenmittelwerte) im Kematen

Konzentration SO_2 (mg/m^3)	*Absolute Häufigkeit (Anzahl)*	*Relative Häufigkeit (Prozent)*
bis 0,03	*6.800*	*97,0*
>0,03 bis 0,20	*180*	*2,6*
>0,20 bis 0,50	*25*	*0,3*
>0,50	*6*	*0,1*
	7.011	*100,0*

Als maximaler Halbstundenmittelwert wurden am 12. September 1989 zwischen 0.00 und 0.30 Uhr 1,07 mg SO_2/m^3 an der westlich des Werks gelegenen Meßstelle gemessen.

Weiters ist bemerkenswert, daß bei allen Ereignissen mit mehr als 0,03 mg SO_2/m^3 als Halbstundenmittelwert stets nur an einer Meßstelle (an der im Lee gelegenen) höhere Werte gemessen wurden; an der gegenüberliegenden (im Luv gelegenen) Meßstelle blieben die Werte nahe der Nachweisgrenze, woraus zu ersehen ist, daß die Vorbelastung der Luft mit SO_2 sehr klein ist.

Damit ist der Nachweis erbracht, daß ausschließlich Emissionen des Zellstoffwerkes für die zeitweise hohen SO_2–Belastungen in Kematen verantwortlich sind, weil sonst keine andere SO_2–Quelle im Raum Kematen vorhanden ist, die

derartige SO_2–Immissionsspitzen hervorrufen kann.

Eine weitere Charakteristik des SO_2–Belastung in Kematen sind fallweise auftretende, kurze hohe Immissionsspitzen, die nur zu einer geringfügigen Erhöhung des Halbstundenmittelwertes führen und damit keine Grenzwertüberschreitung auslösen. Die Geruchsschwelle von rund 0,80 mg SO_2/m^3 wurde kurzfristig häufiger überschritten, als es durch die Halbstundenmittelwerte angedeutet ist. Kurzdauernde Geruchsbelästigungen der Bewohner von Kematen müssen also nicht mit Überschreitungen des SO_2–Grenzwertes verbunden sein, weil der Grenzwert als Mittelwert über eine halbe Stunde definiert ist.

Somit geht aus den Messungen des Umweltbundesamtes schlüssig hervor, daß das Zellstoffwerk der Neusiedler AG der Hauptverursacher der fallweise auftretenden SO_2–Konzentrationsspitzen in Kematen ist, zumal die Messungen ergaben, daß die SO_2–Vorbelastung der Luft entsprechend der Luftsituation im Sommer sehr gering ist. Die Messungen zeigten ferner, daß die Konzentrationsspitzen meist im Abstand von einigen Tagen auftraten und dann wenige Stunden lang anhielten, oft aber ganz kurz waren, wobei die Geruchsschwelle häufig überschritten wurde. Dies deckt sich genau mit den Aussagen der betroffenen Anrainer. Der Konzentrationsverlauf deutet auf Prozesse im Zellstoffwerk hin, die im Normalbetrieb nur geringe SO_2–Emissionen erzeugen, bei geänderten Betriebszuständen (etwa An– oder Abfahren einer Anlage) aber wesentlich höhere SO_2–Emissionen freisetzen.

Es müßte durch innerbetriebliche Maßnahmen seitens des Werks verhindert werden, daß es zu solchen Freisetzungen kommt.

2.1.4 Umweltkontrolle bei einer Holzimprägnieranlage in Schrauding (Stmk)

Die Firma MOHIK–Wertholz Alfred Liechtenstein Ges.m.b.H. & Co KG führt in Schrauding bei Frohnleiten (Steiermark) eine Holzimprägnieranlage, wobei in erster Linie bei der Imprägnierung von Holz mit Steinkohlenteeröl Luftschadstoffe freigesetzt werden. Diese Abgase passieren eine mit Rinde und Holzresten befeuerte Verbrennungsanlage.

Aufgrund massiver Anrainerbeschwerden (in erster Linie wurden Wuchsanomalien bei Pflanzen beobachtet) hat das Umweltbundesamt Immissions– und Emissionsuntersuchungen durchgeführt.

Zur Quantifizierung der Pflanzenschäden wurden in der Umgebung der Betriebsanlage und an Referenzstandorten Buschbohnen und Radieschen angebaut und die Schädigungen ausgewertet. In Buschbohnenblättern, –hülsen und Radieschenknollen wurden polyaromatische Kohlenwasserstoffe analysiert.

An zwei betriebsnahen Standorten wurde eine Verdoppelung des Auftretens des Merkmals "abnorm ausgebildete Buschbohnenblätter" gegenüber betriebsferneren Standorten und Referenzstandorten festgestellt. Der Unterschied ist statistisch signifikant. Andere Anomalien und Schädigungen traten nicht in nennenswertem bzw. auswertbarem Ausmaß auf.

Die Gehalte der untersuchten Böden in der Umgebung der Betriebsanlage an polyaromatischen Kohlenwasserstoffen lagen in einem Bereich, der nicht als wesentlich erhöht zu bezeichnen ist. Allerdings lagen die Gehalte an zwei betriebsnahen Standorten etwa zehnmal so hoch wie an den betriebsferneren.

Die Belastung der untersuchten Pflanzenproben mit polyaromatischen Kohlenwasserstoffen zeigte keinen Zusammenhang mit der Nähe der Versuchsstandorte zum Betrieb. Insbesondere gewaschene Buschbohnenhülsen und Radieschen waren nur geringfügig belastet.

Die Abgas–Emissionsmessungen ergaben, daß die bescheidmäßig festgelegten Emissionsgrenzwerte für den Gehalt an organischen Kohlenstoffverbindungen im gereinigten Abluftstrom im wesentlichen eingehalten wurden.

Nach Ansicht des Umweltbundesamtes entspricht jedoch die Holzverbrennungsanlage der Firma zur Entsorgung der Abgase aus der Steinkohlenteeröl–Imprägnieranlage, vor allem im Hinblick auf die sicherheits– und regelungstechnischen Erfordernisse, nicht den Anforderungen an eine thermische Nachverbrennungsanlage, die gemäß dem Stand der Technik ausgerüstet ist.

Insbesondere ist nach Ansicht des Umweltbundesamtes der im Bescheid vom 28. Oktober 1982 von der Bezirkshauptmannschaft Graz–Umgebung vorgeschriebene Emissionsgrenzwert von 250 mg/Nm³ für organische Kohlenstoffverbindungen wesentlich zu hoch.

Der Firma MOHIK wurde daher mitgeteilt, daß das Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie alle Möglichkeiten, auch die eines Verfahrens nach § 79a GewO, ausschöpfen wird, um eine Sanierung der Anlage nach dem Stand der Technik zu erreichen.

2.1.5 Untersuchung der Luft– und Wasserqualität in der Umgebung eines holzverarbeitenden Betriebes in Echsenbach (NÖ)

Aufgrund einer Veranlassung durch das Bundesministerium f. Umwelt, Jugend u. Familie, welche sich auf Bevölkerungshinweise bezog, wurde

1. die Belastung des Thayaflusses durch die Einleitung häuslicher Abwässer bei Schwarzenau untersucht und
2. die Immissionssituation in der Umgebung des Betriebes der Fa. Wenzel Hartl in Echsenbach überprüft.

An beiden Orten wurden Lokalaugenscheine und Stichprobenahmen durchgeführt und bei der Untersuchung der Proben folgende Ergebnisse erzielt:

ad 1: Die Probenahme erfolgte an einer Stelle oberhalb und an zwei Stellen unterhalb der Einleitung der Kläranlage Schwarzenau. Das Untersuchungsergebnis war ein klarer Beweis für eine mäßig starke Belastung des Thayawassers durch häusliche Abwässer, doch erfolgte diese Belastung bereits vor Einleitung des Kläranlagenablaufes und wurde durch diese nicht verstärkt.

ad 2: Die Luftprobenahme für ein qualitatives Screening wurde durch adsorptive Anreicherung der Luftschadstoffe an Adsorptionsröhrchen durchgeführt. Während dieser Immissionsprobenahme in unmittelbarer Umgebung des Betriebes wurde dessen Abgaskamin beobachtet, doch erfolgte dabei keine mit freiem Auge wahrnehmbare nennenswerte Emission.

Bei der chemischen Analyse der Luftinhaltsstoffe konnten folgende Substanzen nachgewiesen werden:

Benzol, Toluol, Xylole, C_3–Alkylbenzole, Ethylbenzol, Benzaldehyd, Cyclohexan, Heptan, Nonan und höhere Alkane.

Die Frage, ob diese Stoffe von Emissionen des Betriebes Wenzel Hartl herrührten, konnte nicht geklärt werden, da sie für Emissionen eines solchen Betriebes

nicht kennzeichnend waren und das Umweltbundesamt für weitere Untersuchungen keinen Auftrag erhielt. Die vom Umweltbundesamt in dieser Angelegenheit kontaktierte zuständige Bezirksverwaltungsbehörde sah in den durch den Betrieb verursachten Emissionen keinen Anlaß für besondere Maßnahmen.

2.2 Metallindustrie

2.2.1 Dioxin– und Schwermetallbelastung im Raum Brixlegg (Tirol)

Am Standort Brixlegg im Unterinntal wurden seit dem Mittelalter Kupfererze verhüttet. Seit Einstellung des heimischen Kupferbergbaus stützt sich die inländische Kupferproduktion ausschließlich auf die Aufarbeitung von heimischen und importierten Schrotten und Rückständen (Importanteil ca. 60 %). Zum Teil wird auch ein aus Kupfererz gewonnenes Vorprodukt (Blisterkupfer) aus dem Ausland zugekauft. Diese Rohstoffe werden in der Kupferhütte der Montanwerke Brixlegg zu Elektrolytkupfer und verschiedenen Kupferlegierungen in pyrometallurgischen Prozessen mit nachfolgender Elektrolyse aufgearbeitet.

In historischen Zeiten wurden große Mengen der Begleitmetalle in den Erzen, v.a. Antimon, Arsen, Zink, Blei und Quecksilber, als Emissionen in die Atmosphäre freigesetzt und in der näheren Umgebung als Immissionen deponiert.

Der seit einigen Jahrzehnten aufbereitete wertmetallhältige Schrott enthält höhere Anteile teilweise chlorhältiger Kunststoffe. Höhere Gehalte an anorganischem Chlorid sind in verschiedenen Einsatzstoffen zu erwarten. Die thermische Behandlung dieser Ausgangsstoffe in Anwesenheit von Kohlenstoff bietet geeignete Voraussetzungen für die Entstehung von "Dioxinen", wie die Stoffgruppe der polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane kurz genannt wird.

Einige der insgesamt 210 möglichen Verbindungen dieser Stoffgruppe besitzen eine außerordentlich hohe Toxizität. Wegen ihrer extremen Langlebigkeit und ihrer Fähigkeit, sich in Organismen anzureichern, verdienen sie besondere Aufmerksamkeit, insbesondere auch deshalb, da sie sich in den industrialisierten Ländern als ubiquitär verbreitet herausgestellt haben. Die Grundbelastung der Bevölkerung industrialisierter Länder liegt bereits in einem Bereich, der zwar als tolerierbar angesehen wird, aber nicht überschritten werden sollte.

In den Jahren 1987 und 1988 wurden vom Umweltbundesamt in Zusammenarbeit mit Dienststellen des Landes Tirol die ersten Untersuchungen über Dioxinbelastungen in der Umgebung der Kupferhütte Brixlegg durchgeführt. Weiters wurde die Belastung durch eine Reihe von bisher nicht untersuchten Schwermetallen erhoben. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen von Bodenproben bis in ca. 1 km Entfernung von der Kupferhütte, von Fichtennadeln an 2 Standorten und von Kuhmilch von Bauernhöfen der Umgebung sind im "Ersten Umweltkontrollbericht" beschrieben. Eine ausführlichere Darstellung, ebenso wie eine Beschreibung der Technologie der Wertmetallrückgewinnung in den Montanwerken Brixlegg, der Auswirkungen auf die Umwelt und eine Zusammenfassung der bis zum Jahr 1988 vorliegenden umweltrelevanten Untersuchungen aus der Region findet sich im Bericht des Umweltbundesamtes "Montanwerke Brixlegg – Wirkungen auf die Umwelt" (SPINDELBALKER et al., 1990).

Die Untersuchungen erbrachten neben einer ersten Abgrenzung von Dioxin– und Schwermetallbelastungsbereichen aufgrund der Bodenuntersuchungen in der nahen Umgebung der Kupferhütte vor allem beunruhigend hohe Dioxingehalte in Kuhmilch von Bauernhöfen mit

einem größeren Anteil von Futterwiesen im immissionsbeeinflußten Gebiet.

Emissionsmessungen ergaben, daß der Schachtofen der Montanwerke die Hauptquelle der Dioxine war.

In der Folge wurden in der Umgebung der Kupferhütte weitere Untersuchungen durchgeführt, die folgende Ziele verfolgten:

* Weitere Bodenuntersuchungen über ein größeres Gebiet sollten die Belastungszonen abgrenzen.
* Untersuchungen von Grünlandaufwuchs sollten einen Überblick über die Futtermittelbelastung erbringen.
* Regelmäßige Kontrolluntersuchungen sollten die Wirksamkeit emissionsmindernder Maßnahmen in den Montanwerken überprüfen.
* Anhaltspunkte über das Verhalten von auf dem Luftweg eingetragenen Dioxinen in der Nahrungskette Futter – Kuhmilch sollten aufgrund international fehlender Erfahrung gewonnen werden.

Die Dioxine wurden zum größten Teil an der Universität Tübingen (H. Hagenmaier) analysiert. Die Probenahme und die Bestimmung der Dioxinkonzentrationen in der Außenluft wurde vom Bundesgesundheitsamt Berlin (W. Rotard) durchgeführt. Die Dioxinkonzentration in einer der hier beschriebenen Kuhmilchproben (vom 18. 4. 1988) stammt aus einer Serie von Proben, die ebenfalls am Bundesgesundheitsamt Berlin (H. Beck) analysiert wurden. Die Schwermetallbestimmungen wurden am Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf (E. Benetka, R. Rebler) durchgeführt.

2.2.1.1 Dioxinuntersuchungen

Alle in diesem Kapitel angeführten Meßwerte sind in "toxischen Äquivalenten" (TE) ausgedrückt. Toxische Äquivalente setzen die Toxizität eines Gemisches verschiedener polychlorierter Dibenzodioxine und Dibenzofurane ("Dioxine"), wie sie in der Umwelt, in Nahrungsmitteln und auch im Menschen nachzuweisen sind, mit der Toxizität des 2,3,7,8–Tetrachlordibenzodioxins ("Seveso–Dioxin") in Beziehung und ermöglichen so eine Risikoabschätzung. Zur Berechnung von toxischen Äquivalenten wurden das Modell des Bundesgesundheitsamtes Berlin (BGA) und die "Internationalen Äquivalenzfaktoren" (I–TEF) herangezogen.

Die Meßwerte werden in den Einheiten Nanogramm pro Kilogramm (ng/kg), das entspricht "parts per trillion" (ppt) bzw. bei den Luftproben in Pikogramm pro Kubikmeter (pg/m³) toxische Äquivalente – TE (BGA bzw. I–TEF) angegeben.

1. Dioxine im Boden

Zur Abgrenzung weiterer Belastungszonen wurden zusätzlich zu den bereits im "Ersten Umweltkontrollbericht" veröffentlichten Ergebnissen von 9 Probeflächen weitere 11 Grünlandstandorte (Probenahmetiefe 5 cm) bis in eine Entfernung von etwa 4,5 km vom Emittenten untersucht. Die Ergebnisse aller untersuchten Standorte sind in in Tab. 1 und Abb. 1 zusammengefaßt. Eine ausführliche Darstellung findet sich in RISS et al. (1990a).

Tab. 1: Dioxine im Oberboden (0 – 5 cm) in ng toxische Äquivalente (TE nach BGA– bzw. I–TEF– Modell) pro kg Boden (=ppt)

Richtung	Entfernung (m) vom Werk	ng/kg Toxizitätsäquivalente TE (BGA)	TE (I–TEF)
SW (1. Hauptwindrichtung)	230	422	332
	280 – 450	122	116
	400	114	93
	1.100 – 1.400	41	37
	1.400 – 2.200	22	21
	2.350 – 2.900	14	15
	4.300 – 4.600	4	3
NO (2. Hauptwindrichtung)	580	43	38
	1.060	22	17
	1.400 – 1.550	5	4
	2.400 – 2.800	0,5	0,7
S	750 – 1.000	7	5
SO	420	9	12
	660	4	3
	2.450 – 2.800	0,6	0,7
NW	260	38	37
	820	7	7
W	700 – 1.400	7	7
	2.400 – 2.600	0,0	0,0
SW (Wald)	700	46	43

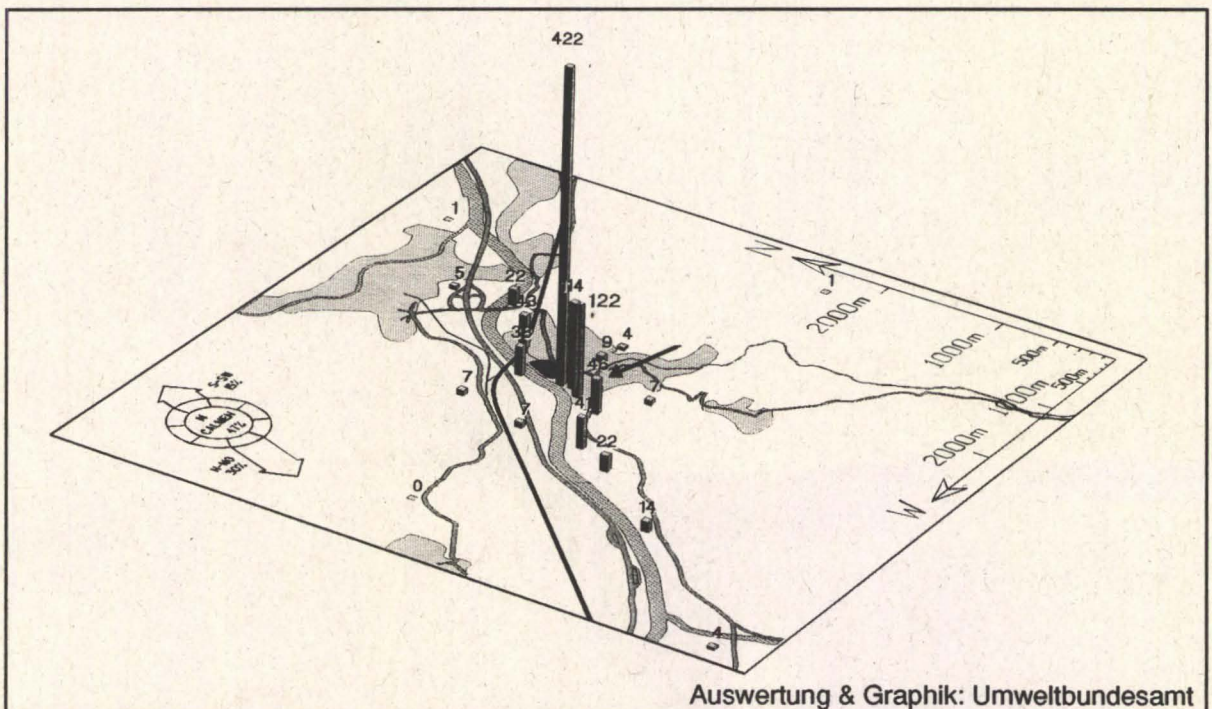


Abb.1: Dioxine im Oberboden (0–5 cm) in ng toxische Äquivalente (nach BGA) pro kg Boden (=ppt)

Abb. 1 zeigt die Lage der Probeflächen, wobei die Dioxinkonzentrationen des Bodens in ng/kg TE (BGA) eingetragen sind. In dieser Abbildung bezeichnet die schwarze Fläche im Zentrum das Werksgelände der Kupferhütte und die graue Fläche das Siedlungsgebiet. Der einzige Waldstandort, an dem die obersten 5 cm des Mineralbodens analysiert wurden, ist mit einem Pfeil gekennzeichnet. Die beiden Hauptwindrichtungen mit 30 % aus N bzw. NO und 15 % aus S bzw. SW sind in der Windrose eingezeichnet. Der Calmenanteil beträgt 47 %.

Die Dioxin–Konzentrationen im Boden sind stark von Windrichtung und Entfernung vom Emittenten abhängig, wobei der höchste Wert von 422 ng/kg TE (BGA) in unmittelbarer Werksnähe in der Hauptwindrichtung gefunden wurde. Mit der Entfernung vom Emittenten nehmen die Konzentrationen insbesondere außerhalb der Hauptwindrichtungen stark ab. Bereits 2,5 km westlich der Kupferhütte (außerhalb der Hauptwindrichtung) konnte kein einziges der verschiedenen Dioxine nachgewiesen werden.

An einer der höher belasteten Probeflächen (unbearbeiteter Boden unter Dauergrünland, Entfernung 280 – 450 m vom Werkszentrum in der Hauptwindrichtung) wurde ein Tiefenprofil untersucht. Dazu wurden die Bodenschichten von 0 – 5 cm, 5 – 10 cm und 10 – 20 cm Tiefe entnommen. Die Ergebnisse sind Tab. 2 zu entnehmen. Wie für unbearbeitete Böden zu erwarten, zeigte sich mit der Bodentiefe eine starke Abnahme der Dioxinkonzentrationen.

Tab. 2: Dioxine in verschiedenen Bodentiefen in ng toxische Äquivalente (TE nach BGA– bzw. I–TEF–Modell) pro kg Boden (= ppt)

Bodentiefe (cm)	*TE (BGA)*	*TE (I–TEF)*
0 – 5	*102*	*89*
5 – 10	*23*	*23*
10 – 20	*17*	*18*

Abgrenzung von Belastungszonen und Bewertung:

In Gutachten für die Region Brixlegg und für kontaminierte Regionen in Deutschland hat das Bundesgesundheitsamt Berlin aus Vorsorgegründen nutzungsbezogene Richtwerte für Dioxine im Boden vorgeschlagen.

Der Richtwert von 5 ppt TE, über dem Einschränkungen der landwirtschaftlichen Nutzung empfohlen werden, wird vom Werkszentrum aus in einem Streifen parallel zum Inn 4 km talaufwärts und 1,5 km talabwärts und in der Richtung quer dazu bis in etwa 1 km Entfernung überschritten. Diese Einschränkung betrifft den Anbau von Pflanzen, deren in oder knapp über der Erde wachsende Teile als Nahrungsmittel verwendet werden. Es muß darauf hingewiesen werden, daß bei der für diese Nutzung notwendigen Bodenbearbeitung die obersten 5 cm (in denen die Messungen erfolgten) mit den darunterliegenden, wesentlich weniger belasteten Schichten vermischt würden und so eine geringere als die in den ersten 5 cm gemessene Belastung zur Wirkung käme.

Der Richtwert von 40 ppt TE, über dem keine landwirtschaftliche Nutzung vorgenommen werden sollte, wird in einem

schmalen Streifen parallel zum Inn bis in eine Entfernung von 600 m in beide Richtungen vom Werkszentrum überschritten.

Andere Richtwerte, wie für Sanierung in Wohngebieten (1.000 ppt TE) und generelle Sanierung (10.000 ppt TE) werden nicht überschritten.

2. Dioxine in der Außenluft

An einem werksnahen Standort in der Hauptwindrichtung (250 m südwestlich des Werkszentrums) wurde vom Bundesgesundheitsamt Berlin zwischen Februar und Juli 1988 die Konzentration von Dioxinen in der Außenluft bestimmt. Dazu wurden in 4 Meßperioden von 11 bis 15 Tagen je 700 bis 1.000 m³ Luft gesammelt. Eine ausführliche Beschreibung findet sich in CHRISTMANN et al. (1989).

Die Berechnung von toxischen Äquivalenten ergab Werte zwischen 1,2 und 2,3 pg/m³ (BGA) bzw. zwischen 0,8 und 1,6 pg/m³ (I–TEF), wobei die niedrigeren Werte in Perioden gemessen wurden, in denen im Werk keine sichtbar PVC–hältigen Materialien verarbeitet wurden. Vergleichswerte aus Berlin und Gelsenkirchen lagen im Mittel bei 0,1 pg TE/m³ (BGA).

3. Dioxine im Grünlandaufwuchs

Anfang Mai 1988 wurden von Probeflächen in der Hauptwindrichtung südwestlich der Kupferhütte Proben von Grünlandaufwuchs von bewirtschafteten Dauerwiesen entnommen, wobei Flächen ausgewählt wurden, von denen auch Dioxinkonzentrationen im Boden bekannt sind.

Die Ergebnisse der Dioxin–Analysen sind auf Trockensubstanz bezogen in Tab. 3 aufgelistet. Alle Proben waren bis in eine Entfernung von etwa 3 km in der Hauptwindrichtung, aber auch im Süden etwas außerhalb der Hauptwindrichtung, stark mit Dioxinen belastet. Eine ausführlichere Darstellung findet sich in RISS et al. (1990a).

Tab. 3: Dioxine im Grünlandaufwuchs (Mai 1988) in ng toxische Äquivalente (TE nach BGA– bzw. I–TEF–Modell pro kg Trockensubstanz (= ppt)

Richtung	*Entfernung (m)*	*TE (BGA)*	*TE (I–TEF)*
SW (Hauptwindrichtung)	*280 – 450*	*34*	*23*
	1.100 – 1.400	*40*	*21*
	1.400 – 2.200	*30*	*19*
	2.350 – 2.900	*20*	*13*
S	*750 – 1.000*	*30*	*21*

4. Zusammenfassende Darstellung der Meßwerte von 1987 und 1988

Abb. 2 gibt einen Überblick über die Meßergebnisse aus den Jahren 1987 und 1988 in Emission, Umgebungsluft, Boden, Grünlandaufwuchs und Kuhmilch bis in eine Entfernung von etwa 3 km in der Hauptwindrichtung vom Emittenten. Zusätzlich sind auch Meßwerte in Fichtennadeln am Waldstandort Matzenköpfl eingezeichnet.

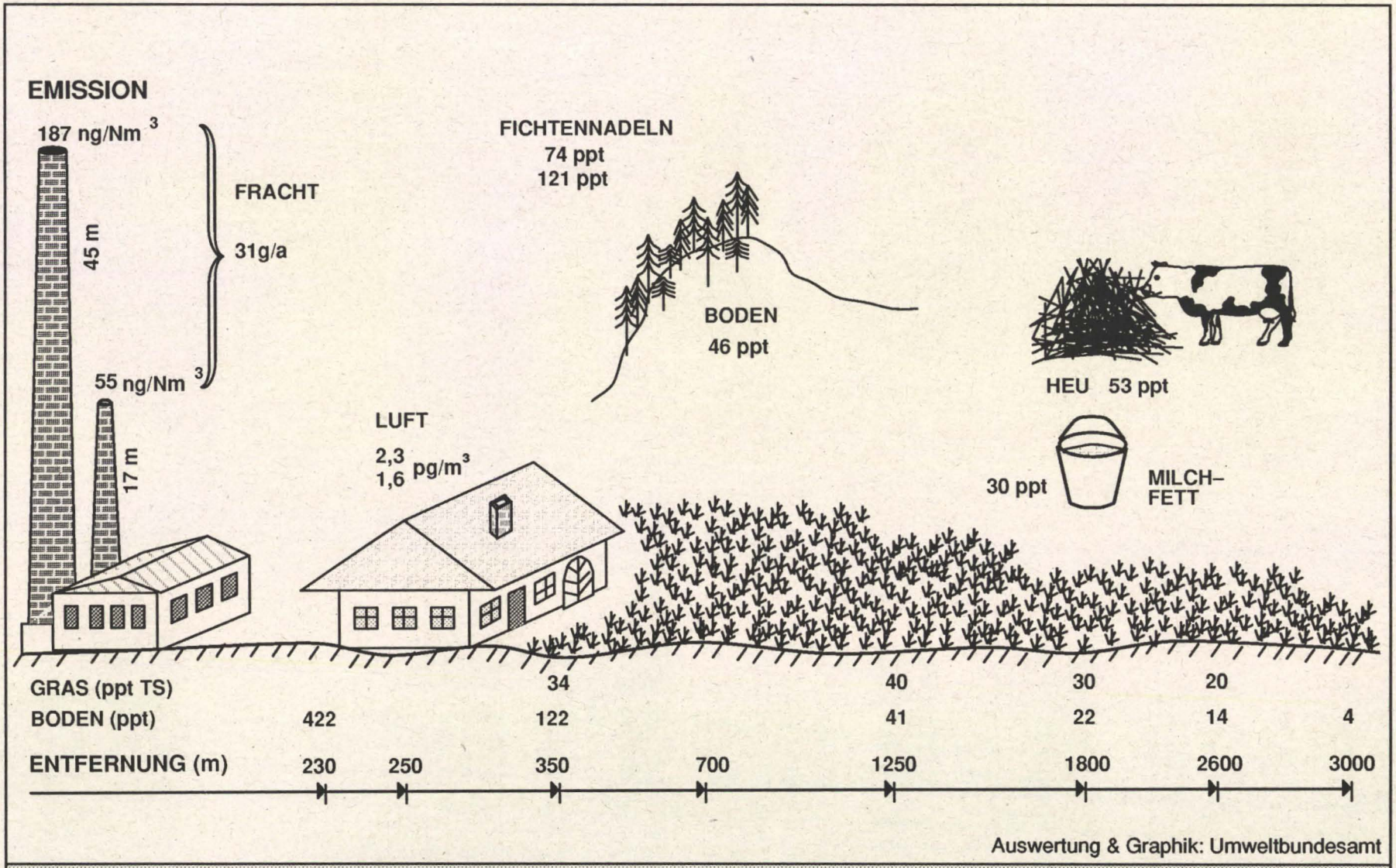


Abb.2: Dioxine in der Hauptwindrichtung vom Emittenten in toxischen Äquivalenten (nach BGA). Meßwerte von 1987 und 1988.

www.parlament.gv.at

Einer jährlichen Emission von 31 g TE (BGA) im Jahr 1987 (charakteristische Betriebsweise bis Februar 1988 in der Kupferhütte) entsprach eine Belastung der Umgebungsluft von 2,3 pg TE (BGA) pro m³, was unter den damaligen Immissionsbedingungen eine Heubelastung von 53 ng TE (BGA) pro kg Trockensubstanz und eine Kuhmilchbelastung von 30 ng TE (BGA) pro kg Milchfett in etwa 2 km Entfernung zur Folge hatte.

Im Mai 1988 wurden etwas niedrigere Dioxin–Gehalte im Grünlandaufwuchs gemessen. Diese Meßwerte sind in der Abb. 2 über den Bodenwerten eingetragen und entsprechen einer Betriebsweise in der Kupferhütte mit weitgehend PVC–freien Einsatzstoffen, was auch etwas niedrigere Emissionswerte zur Folge hatte.

Der eingezeichnete Luftwert von 1,6 pg/m³ TE ist der Mittelwert aus 4 Meßperioden im Jahr 1988.

5. Kontrolluntersuchungen

Aufgrund der Ergebnisse der Untersuchungen des Umweltbundesamtes in Zusammenarbeit mit Dienststellen des Landes Tirol und den daraufhin durchgeführten Emissionsmessungen an den wesentlichen thermischen Aggregaten im Montanwerk wurde am Schachtofen eine thermische Nachverbrennungsanlage ("Thermoreaktor") zur Vermeidung von weiteren Dioxinemissionen installiert, die seit August 1989 im Probebetrieb geführt und im Juli 1991 endgültigt genehmigt wurde. Um die Wirksamkeit dieser und anderer emissionsmindernder Maßnahmen zu überprüfen, werden laufend wirkungsbezogene Kontrolluntersuchungen in der Umgebung des Emittenten in Zusammenarbeit mit Dienststellen des Landes Tirol durchgeführt.

Dazu werden in regelmäßigen Abständen Analysen von Grünlandaufwuchs und Kuhmilch von einem landwirtschaftlichen Betrieb durchgeführt, dessen landwirtschaftliche Nutzfläche geschlossen im immissionsbeeinflußten Gebiet in einer Entfernung zwischen 1.400 und 2.200 m in der Hauptwindrichtung vom Emittenten liegt.

Zusätzlich wird ein aktives Monitoring durch Analyse von Nadeln jährlich in der Nähe des Emittenten exponierter, eingetopfter Fichten durchgeführt.

Die bis zum Juni 1990 vorliegenden Ergebnisse sind in Berichten des Umweltbundesamtes ausführlicher beschrieben (RISS, 1990a,b).

Heu und Grünlandaufwuchs

In Tab. 4 sind die Analysenergebnisse von Heu– bzw. Grünlandaufwuchsproben zwischen 1987 und 1991 des untersuchten landwirtschaftlichen Betriebes, in toxischen Äquivalenten auf Trockensubstanz bezogen, angeführt.

Tab. 4: Dioxine in Heu bzw. Grünlandaufwuchs in ng toxische Äquivalente (TE nach BGA– bzw. I–TEF Modell) pro kg Trockensubstanz (= ppt)

	Probenahme–datum	TE (BGA)	TE (I–TEF)
1987 Heu (1.+2.+3. Schnitt)	*25.2.1988*	*53*	*33*
1988 Grünlandaufwuchs			
1. Schnitt	*3.5.1988*	*30*	*19*
1989 Grünlandaufwuchs			
1. Schnitt	*18.5.1989*	*9,2*	*5,8*
2. Schnitt	*5.7.1989*	*10,4*	*6,0*
3. Schnitt	*25.8.1989*	*35*	*25*
1990 Grünlandaufwuchs			
1. Schnitt	*7.5.1990*	*6,4*	*4,8*
2. Schnitt	*27.6.1990*	*9,6*	*6,3*
3. Schnitt	*27.8.1990*	*4,7*	*4,0*
1991 Grünlandaufwuchs			
1. Schnitt	*21.5.1991*	*4,3*	*3,0*
2. Schnitt	*8.7.1991*	*6,4*	*6,0*

Der höchste Dioxin–Gehalt des untersuchten landwirtschaftlichen Betriebs wurde im Heu aus der Vegetationperiode 1987 mit 53 bzw. 33 ppt TE (BGA bzw. I–TEF) in der Trockensubstanz gemessen.

Dieser Meßwert spiegelt Betriebsbedingungen im Montanwerk wider, wie sie vor dem März 1988 bestanden haben.

Der Meßwert vom Mai 1988 mit 30 bzw. 19 ppt TE (BGA bzw. I–TEF) liegt um etwa 40 % niedriger. Da im Montanwerk seit Anfang März 1988 der Einsatz kunststoffhältigen Materials untersagt war, erfaßte die Probenahme vom 3. Mai 1988 im wesentlichen die Aufwuchszeit, in der weitgehend PVC–freies Material verarbeitet wurde. Die Ursache für den niedrigeren Meßwert ist mit hoher Wahrscheinlichkeit in den geänderten Betriebsbedingungen im Montanwerk zu sehen. Die Größenordnung der Verminderung des Dioxin–Gehaltes stimmt gut mit Messungen der Dioxin–Konzentrationen in der Umgebungsluft in entsprechenden Perioden und mit im Montanwerk Brixlegg durchgeführten Dioxin–Emissionsmessungen bei verschiedenen Einsatzmaterialien überein.

Die Meßwerte der ersten beiden Grasschnitte der Vegetationsperiode 1989 mit 9,2 bzw. 5,8 und 10,4 bzw. 6,0 ppt TE (BGA bzw. I–TEF) liegen bei einem Fünftel des ursprünglichen Wertes und damit deutlich niedriger als die Konzentrationen, die 1987 und 1988 gemessen wurden. Erklärung dafür könnte sein, daß es, bedingt durch interne Kreisläufe im Schachtofen, einige Zeit in Anspruch genommen hat, bis sich die Dioxin–Emissionen durch die Betriebsumstellung im März 1988 auf weitgehend PVC–freie Einsatzmaterialien auf einem niedrigeren Niveau eingependelt haben.

Der Meßwert des dritten Grasschnittes 1989 vom 25. August 1989 ist dagegen mit 35 bzw. 25 ppt TE (BGA bzw. I–TEF) wieder außerordentlich hoch und liegt in der Größenordnung der Meßwerte von 1987 und 1988. Die Probenahme fand ca. 3 – 4 Wochen nach der erstmaligen Inbetriebnahme der Nachverbrennung statt.

Zur Erklärung für diesen außerordentlich hohen Meßwert kann angeführt werden, daß mit Installierung der Nachverbrennung kein neuer Abgaskamin gebaut, sondern der alte gemauerte, 45 m hohe Kamin weiterverwendet wurde. Mit Inbetriebnahme der Nachverbrennung dürfte die Temperatur der Abgase, die in den alten, rußverunreinigten Kamin eingeleitet wurden, um mehrere 100°C höher als vorher gelegen sein, was wesentliche Konsequenzen für die Emissionen (Remobilisierung, Neusynthese von Dioxinen) bis zur Einstellung neuer Gleichgewichtsbedingungen nach sich gezogen haben könnte.

Die Meßwerte aus dem Jahr 1990 (zwischen 4,7 und 9,6 bzw. 4,0 und 6,3 ppt TE nach BGA bzw. I–TEF) entsprechen in der Größenordnung den Meßwerten der ersten beiden Grasschnitte von 1989, also einer Periode vor Installierung der Nachverbrennung bei Einsatz PVC–freier Materialien.

Alle bisherigen Meßwerte im Grünlandaufwuchs, auch die vergleichsweise niedrigeren, sind als erhöht einzustufen. Die Erhöhung ist am untersuchten Hof nicht auf die Grundbelastung der Region, sondern auf aktuellen Immissionseinfluß zurückzuführen.

Kuhmilchuntersuchungen

Seit 1988 wurden regelmäßig Kuhmilchproben im untersuchten landwirtschaftlichen Betrieb gezogen und im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung auf Dioxine analysiert. Die Proben wurden durch Organe des Amtes der Tiroler Landesregierung entnommen.

Tab. 5 zeigt die Analysenergebnisse der Kuhmilchproben. Der höchste Meßwert vom 25.2.1988 entspricht dem Heu aus der Vegetationsperiode 1987 und spiegelt somit die Situation vor Ergreifen emissionsmindernder Maßnahmen wider. Anschließend wurden die Kühe ca. ein halbes Jahr mit unkontaminiertem Futter gefüttert. Damit ist das Abfallen der Dioxinbelastung auf den bisher niedrigsten Meßwert aus dem Untersuchungshof vom 18.4.1988 erklärbar. Ab August 1988 wurde wieder mit hofeigenem Futter gefüttert, was die höhere Milchbelastung am 12.12.1988 erklärt. Die Probenahme vom 20.3.1990 (gegen Ende der Winterfütterungsperiode) spiegelt die Belastung des Grünfutters der Vegetationsperiode 1989 wider. Im selben Sinn entspricht der Wert vom 11.4.1991 der Belastung des Futters aus der Vegetationsperiode 1990.

Tab. 5: Dioxine in Kuhmilch in ng toxische Äquivalente (TE nach BGA– bzw. I–TEF–Modell) pro kg Fett (= ppt)

Probenahmedatum	*TE (BGA)*	*TE (I–TEF)*
25.02.1988	*30,0*	*48,6*
18.04.1988	*10,0*	*19,1*
12.12.1988	*23,4*	*43,4*
20.03.1990	*15,04*	*30,48*
11.04.1991	*11,53*	*21,65*

Alle bisherigen Meßwerte vom laufend untersuchten landwirtschaftlichen Betrieb sind als stark erhöht einzustufen. Bisher ist aus der internationalen Fachliteratur kein Dioxingehalt in Kuhmilch bekannt, der diese Höhe erreicht hat.

Normalwerte (aus der BRD, der Schweiz, den Niederlanden und Österreich) liegen in der Größenordnung von 1 – 2 ppt TE im Fett. In einem Industriegebiet in der BRD wurden Werte zwischen 0,9 und 3,8 ppt TE (BGA) pro kg Fett gemessen. Die höchsten bisher beschriebenen Konzentrationen wurden in den Niederlanden in der Umgebung zweier Müllverbrennungsanlagen mit Werten bis zu 13,5 ppt TE (I–TEF) im Fett gefunden.

In den Niederlanden wurde ein Grenzwert für Milch und Milchprodukte von 6 ppt TE (I–TEF) im Fett eingeführt. Dieser Grenzwert wurde von einer tolerierbaren täglichen Aufnahme von Dioxinen durch den Menschen von 4 Pikogramm pro kg Körpergewicht und Tag abgeleitet.

Nach Ansicht des Umweltbundesamtes sollte auch in Österreich der Wert von 6 ppt TE (I–TEF) im Milchfett nicht überschritten werden.

Übergang von Dioxinen von Futter in Kuhmilch

Mit den Messungen von Kuhmilch am Ende der jeweiligen Winterfütterungsperioden in den Jahren 1988, 1990 und 1991 konnte eine Beziehung zwischen Futterbelastung und Milchbelastung hergestellt werden. Auf Basis der "Internationalen Toxizitätsäquivalente" betrug das Verhältnis der Belastung des Milchfetts zur Belastung des Futters (Trockensubstanz) unter den beschriebenen Freiland– bzw. Praxisbedingungen 1,5, 1,9 bzw. 4,4. Diese Daten sind für künftige Bewertungen der Dioxinbelastungen von Futter für Milchkühe von großer Bedeutung, da bisher international kaum Erfahrungen über den Übergang von Dioxinen aus dem Futter in Kuhmilch vorliegen.

Aufgrund der Erfahrungen der Winterfütterungsperioden 1987/88 und 1989/90 wurde vom Umweltbundesamt ein kurzfristig zu erreichender Zielwert für Grasbelastung von maximal 3 ppt TE (I–TEF) formuliert. Damit sollte sichergestellt sein, daß im Milchfett ein Dioxingehalt von 6 ppt TE (I–TEF) eingehalten werden kann. Es wurde auch festgestellt, daß dieser Zielwert wegen großer Unsicherheiten als vorläufig zu betrachten ist und möglicherweise nach unten korrigiert werden muß (RISS, 1990a).

In der Winterfütterungsperiode 1990/91 wurde ein wesentlich höherer Übergang von Dioxinen vom Futter in die Kuhmilch festgestellt. Aus diesem Grund muß der Zielwert für Grasbelastung mit Dioxinen auf 1 ppt TE (I–TEF) revidiert werden, um eine Kuhmilchbelastung von unter 6 ppt TE (I–TEF) im Milchfett einhalten zu können.

Fichtennadeln

Pflanzliche Oberflächen akkumulieren fettlösliche organische Spurenstoffe aus der Atmosphäre. Fichtennadeln eignen sich daher zur Bioindikation der Luftbelastung mit Dioxinen.

Aus diesem Grund werden etwa 350 m südwestlich (in der Hauptwindrichtung) vom Werkszentrum der Montanwerke seit 1989 jedes Frühjahr etwa 2 m hohe Fichten in Containern zur laufenden Kontrolle der Dioxin–Immissionen exponiert. Die Maitriebe werden im Frühjahr nach einem Jahr Expositionszeit geerntet und analysiert. Mit dieser Methode wird die Belastung der Luft mit Dioxinen in den Wintermonaten erfaßt.

Bisher liegen Ergebnisse vom Frühjahr 1989 und 1990 vor.

Tab. 6: Dioxinbelastung von Fichtennadeln in ng/ kg Trockensubstanz (= ppt)

Erntedatum	Summe Dioxine	Summe Furane	TE (BGA)	TE (I–TEF)
April 1989	890	1.350	44	32
April 1990	1.813	2.305	96	87
April 1991	1.083	1.899	79	77

In Bayern wurden Hintergrundwerte in der Größenordnung von 1 ppt und Werte aus einem Ballungsraum um 5 ppt toxische Äquivalente (BGA) ermittelt. Aus Oberösterreich liegen Meßwerte zwischen 0,2 und 7,4 ppt TE (BGA) vor, wobei die höheren Meßwerte aus der Gemeinde Steyregg stammen. Ebenfalls aus Oberösterreich liegen 2 Meßwerte von 0,03 und 0,1 ppt TE (BGA) vor. In der

Nähe der Treibacher Chemischen Werke (Kärnten) wurden in 2 Proben 6,4 und 11,3 ppt TE (BGA) gemessen. In Schlitters (Tirol) enthielten 4 verschiedene Nadeljahrgänge (Probenahme Oktober 1987) zwischen 5 und 8 ppt TE (BGA). Zum selben Zeitpunkt wurden in Proben vom Matzenköpfl (700 m in der Hauptwindrichtung der Montanwerke) für die 4 Nadeljahrgänge Werte zwischen 74 und 121 ng TE (BGA) gefunden.

Die Meßwerte der Nadeln der in der Nähe der Montanwerke aufgestellten Fichten aus den Jahren 1989 bis 1991 sind stark erhöht. Damit zeigte sich, daß sowohl in den Wintermonaten 1988/89 (vor Einbau der Nachverbrennung am Schachtofen der Montanwerke, Betrieb mit weitgehend PVC–freien Einsatzstoffen), als auch nach Inbetriebnahme der Nachverbrennung stark erhöhte Belastungen der Atmosphäre mit Dioxinen vorlagen.

6. Konsequenzen aus den Dioxin–Untersuchungen

Ende Februar 1988 erließ die Berghauptmannschaft Innsbruck auf Grundlage der Ergebnisse der Dioxinuntersuchungen vom Herbst 1987 und von Anfang 1988 einen Bescheid, in dem der Einsatz von sichtbar kunststoffhältigen Materialien in den Montanwerken untersagt wurde.

Nachfolgende Emissionsmessungen bei verschiedenen Einsatzmaterialien durch die ARGE Technischer Umweltschutz erbrachten insgesamt außerordentlich hohe Dioxinemissionen aus dem Schachtofen. Eine Abschätzung der Jahresfracht auf Grundlage dieser Messungen ergab, daß im Jahr 1987 mehr als 30 g toxische Äquivalente vom Schachtofen emittiert wurden (SPINDELBALKER et al., 1990).

Da sich die Emissionen durch Variation der Einsatzstoffe nicht in ausreichendem Maß senken ließen, wurde am Schachtofen eine Nachverbrennungsanlage installiert, die seit Anfang August 1989 in Betrieb ist.

Nach Inbetriebnahme dieser Nachverbrennung wurden im Grünlandaufwuchs wieder außerordentlich hohe Dioxingehalte gemessen, die in der folgenden Vegetationsperiode 1990 nur etwa auf den Wert fielen, der vor Inbetriebnahme der Nachverbrennung (bei Einsatz weitgehend PVC–freien Materials) gemessen wurde. Die Dioxingehalte in Kuhmilch überschritten bei weitem ein tolerierbares Ausmaß.

Diese Ergebnisse veranlaßten die Umweltministerin Anfang Juli 1990 zur Forderung, den Betrieb des Schachtofens unter den damaligen technischen Bedingungen einzustellen. Trotz Vorliegens der Ergebnisse der Kontrolluntersuchungen, weiterer Untersuchungen der Umgebungsluft, die ebenfalls stark erhöhte Werte zeigten und eines negativen Gutachtens des medizinischen Sachverständigen wurde die Weiterführung des Probebetriebs des Schachtofens von der Berghauptmannschaft Innsbruck genehmigt.

Die Dioxingehalte der Kuhmilch überschritten auch bis zum Ende der Winterfütterungsperiode 1990/91 ein tolerierbares Ausmaß bei weitem.

Neuerliche Emissionsmessungen vom Herbst 1990 ergaben, daß die jährliche Dioxinfracht aus dem Schachtofen mittlerweile weit unter 1 g TE liegt. Durch eine kontinuierliche Kontrolle der Kohlenmonoxidgehalte des Reingases sollten wesentliche Dioxinemissionen während atypischer Betriebzustände des Schachtofens vermieden werden können.

Daher wurde im Juli 1991 der Betrieb des Schachtofens mit Thermoreaktor endgültig genehmigt.

Da Dioxingehalte in Futtergras und in den Fichtennadeln nach wie vor zu hoch sind, sind eine neuerliche Abklärung der Immissionssituation, weiters aber auch eine permanente Umgebungsüberwachung notwendig.

2.2.1.2 Schwermetalluntersuchungen

Stark erhöhte Gehalte der Schwermetalle Kupfer (Cu), Blei (Pb), Cadmium (Cd) und Zink (Zn) in den Böden der Umgebung der Montanwerke Brixlegg sind seit mehreren Jahren bekannt. Wie bereits im "Ersten Umweltkontrollbericht" beschrieben wurde, wurden zusätzlich bei Bodenuntersuchungen mit Probepunkten bis in 1 km Entfernung von der Kupferhütte teilweise stark erhöhte Gehalte an den Schwermetallen Quecksilber (Hg), Arsen (As), Antimon (Sb) und Zinn (Sn) festgestellt (vgl. auch SPINDELBALKER et al., 1990). In den folgenden Abschnitten werden alle Ergebnisse der vom Umweltbundesamt untersuchten Probeflächen bis in etwa 4,5 km Entfernung von der Kupferhütte und Analysen von Grünlandaufwuchs dargestellt. Eine ausführliche Beschreibung findet sich in RISS et al. (1990b).

1. Schwermetalle im Boden

Die Schwermetallgehalte im trockenen Feinboden von 19 Dauergrünlandflächen und von einem Waldstandort (Probenahmetiefe jeweils 5 cm) sind in Tab. 7 angeführt. Die Tabelle beinhaltet zum Vergleich die mittleren Gehalte im Inntal und Grenzwerte für Klärschlammausbringung auf landwirtschaftlich genutzte Flächen.

Die Richtwerte für Kulturböden bzw. die Grenzwerte nach den Verordnungen einiger Bundesländer für die Klärschlammausbringung auf landwirtschaftlich genutzte Flächen werden für die Elemente Zn, Cd, Cu, As, Hg, Pb und Sb um ein Vielfaches überschritten. Bei Sn und Ni zeigen sich ebenfalls deutliche Erhöhungen. Bei allen diesen Elementen zeigen sich die höchsten Gehalte an werksnäheren Standorten. Abb. 3, 4 und 5 verdeutlichen diesen Sachverhalt für Cu, Cd und As, wobei das Firmengelände der Montanwerke schwarz und das Siedlungsgebiet grau dargestellt sind. Die Hauptwindrichtungen sind an der Windrose abzulesen, der Pfeil stellt den Waldstandort dar.

Die Gehalte des Bodens an Chrom, Cobalt, Thallium, Vanadium, Molybdän, Selen und Tellur zeigen keine Auffälligkeiten.

Tab. 7: Schwermetalle im Oberboden (0–5 cm) in mg/kg (= ppm)

	Entfernung und Richtung vom Werk		Zn	Cd	Cu	As	Hg	Pb	Sb	Sn	Ni
	Grünland										
1. Hauptwindrichtung	230 m	SW	4.460	49,7	3.200	175	4,3	1.070	187	161	89
	400 m	SW	3.130	16,2	2.710	251	21,8	1.430	965	96	74
	280 – 450 m	SW	2.230	9,5	1.810	330	42,8	1.100	289	62	51
	1.100 – 1.400 m	SW	748	3,6	483	39	1,2	176	19	18	37
	1.400 – 2.200 m	SW	537	2,7	315	38	0,9	126	14	15	31
	2.350 – 2.900 m	SW	451	1,1	134	23	0,6	54	11	5	23
	4.300 – 4.600 m	SW	212	1,0	100	41	1,0	72	16	< 5	33
2. Hauptwindrichtung	580 m	NO	2.490	8,1	1.170	80	5,4	609	300	106	58
	1.060 m	NO	519	4,8	367	36	2,1	159	75	14	40
	1.400 – 1.550 m	NO	397	1,7	203	41	3,4	231	23	5	50
	2.400 – 2.800 m	NO	95	0,6	32	11	0,3	30	2	< 5	27
	750 – 1.000 m	S	386	1,7	186	65	4,5	207	69	6	25
	420 m	SO	720	3,3	518	90	10,2	549	405	44	36
	660 m	SO	181	1	85	38	3	105	117	3	33
	2.450 – 2.800 m	SO	766	2,2	36	59	0,8	573	13	< 5	21
	260 m	NW	1.570	8,4	1.530	102	2,8	606	237	55	66
	820 m	NW	164	1,0	78	28	2,8	111	68	3	32
	700 – 1.400 m	W	83	0,9	38	23	0,5	65	10	< 5	33
	2.400 – 2.600 m	W	136	0,6	31	22	0,9	74	11	< 5	32
	Wald (Matzenköpfl)										
	700 m	SW	1.030	10,3	3.690	1.180	65,0	1.960	2.700	177	76
	Mittl. Gehalt im Inntal										
	Grünland 0 – 10 cm		148	0,6	47	–	–	86	–	–	–
	Wald 0 – 10 cm		148	1,0	28	–	–	240	–	–	–
	*Grenz– bzw. Richtwerte**		300	2 (1/2/3)	100	20	2 (1/2/2)	100	5	50	50 (60/60/50)

** Grenzwerte nach den Klärschlammverordnungen in den Bundesländern NÖ, OÖ, Stmk, Vbg*
Bei unterschiedlichen Werten wurden OÖ, Stmk und Vbg in Klammern angegeben,
Richtwert für As, Sb, Sn nach Kloke

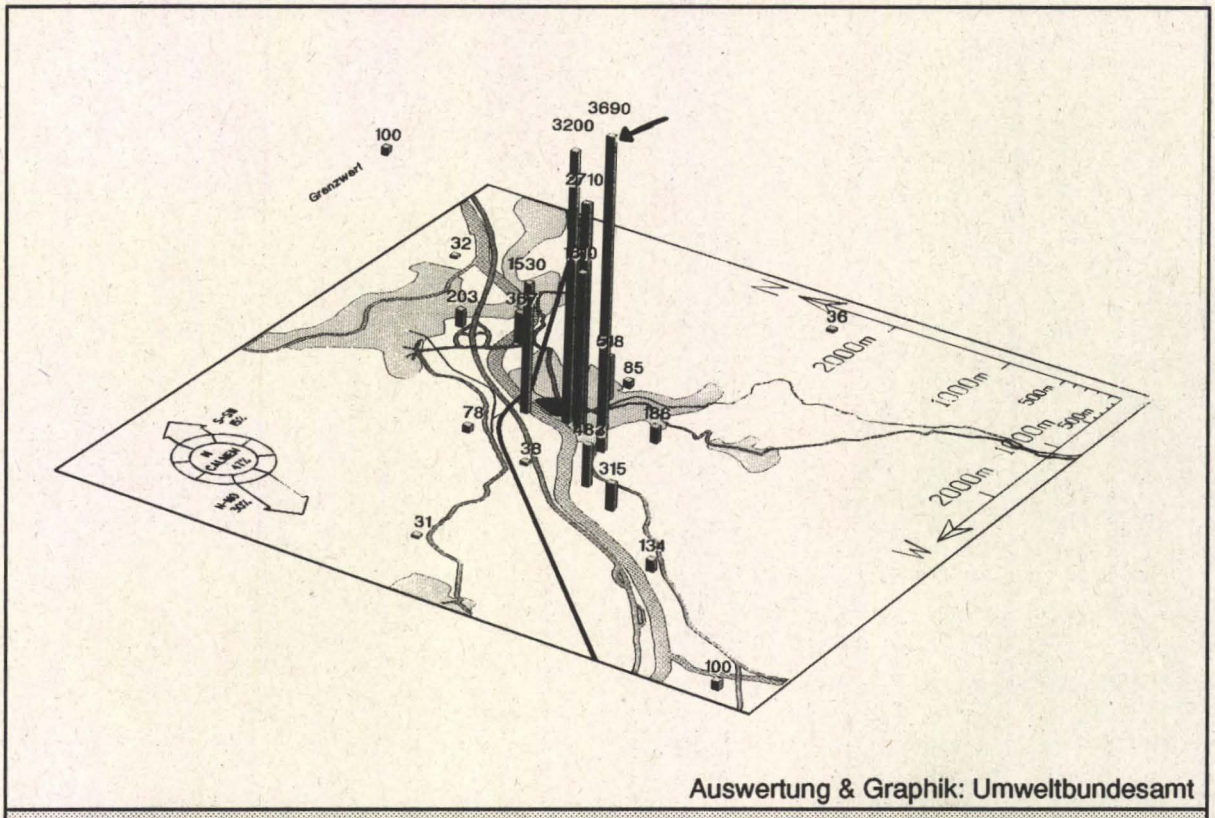


Abb. 3: Kupfer im Oberboden (0–5 cm) in mg/kg (=ppm)

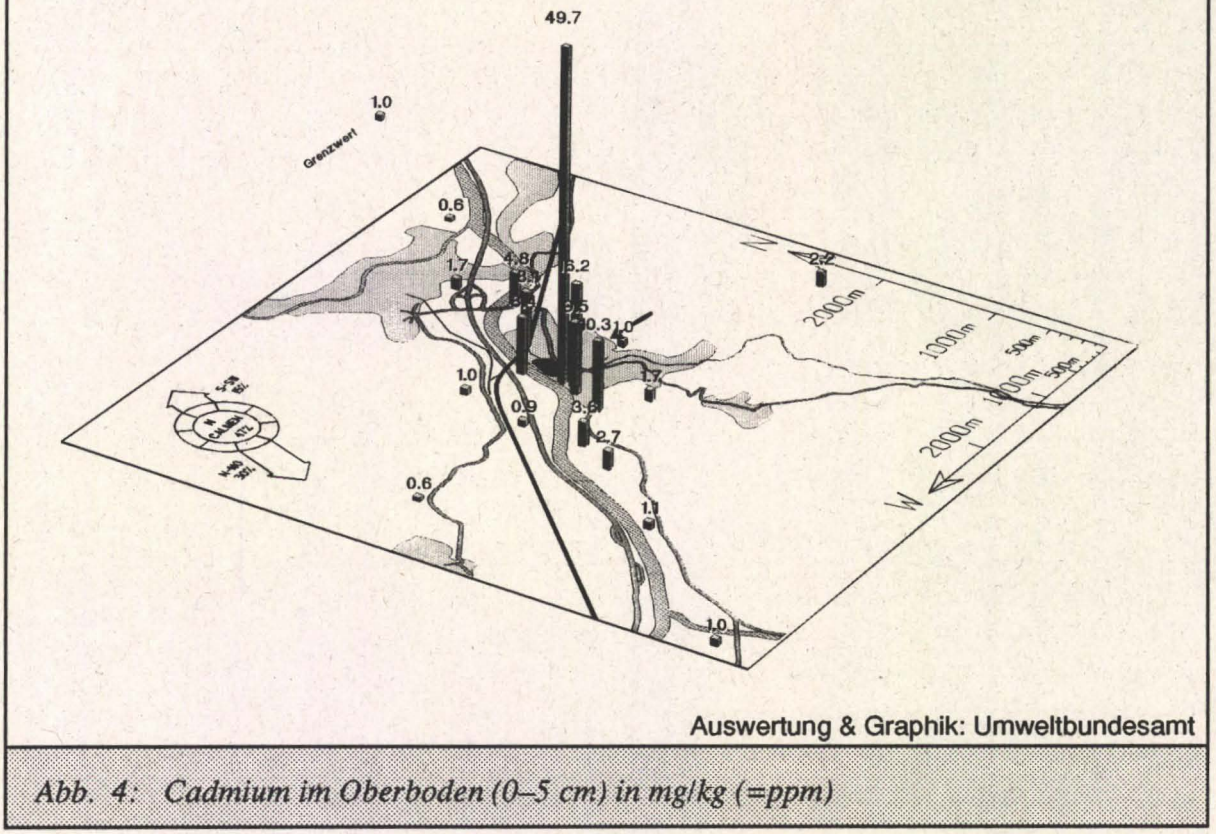


Abb. 4: Cadmium im Oberboden (0–5 cm) in mg/kg (=ppm)

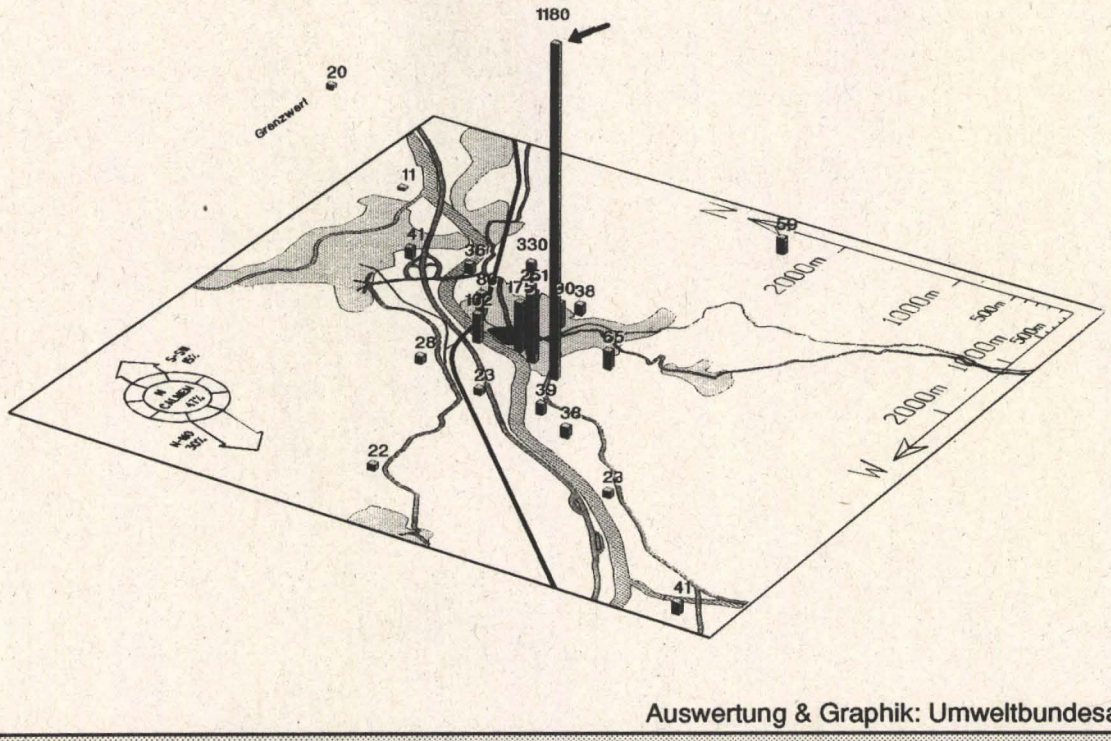


Abb. 5: Arsen im Oberboden (0–5 cm) in mg/kg (=ppm)

2. Schwermetalle im Grünlandaufwuchs

Die Schwermetalle des im Mai 1988 geernteten Grünlandaufwuchses sind in Tab. 8 angegeben. Als Vergleichswerte werden Angaben über Normalgehalte von Schwermetallen in Pflanzen bzw. kritische Gehalte für die Verwendung als Tierfutter zitiert.

Tab. 8: Schwermetalle im Grünlandaufwuchs im Raum Brixlegg in mg/kg Trockensubstanz (=ppm)

Entfernung und Richtung vom Werk		*Zn*	*Cd*	*Cu*	*As*	*Hg*	*Pb*	*Sb*	*Se*	*Ni*
280 – 450 m SW		*208*	*0,55*	*52*	*1,20*	*0,106*	*13,5*	*0,22*	*0,04*	*5,8*
1.100 – 1.400 m SW		*86*	*0,71*	*29*	*0,79*	*0,046*	*7,3*	*0,13*	*0,18*	*5,0*
1.400 – 2.200 m SW		*90*	*0,52*	*24*	*0,67*	*0,030*	*5,6*	*0,10*	*0,13*	*17,0*
2.350 – 2.900 m SW		*53*	*0,24*	*17*	*0,60*	*0,035*	*4,3*	*0,08*	*0,05*	*7,8*
750 – 1.050 m S		*121*	*0,47*	*19*	*0,79*	*0,055*	*3,8*	*0,1*	*< 0,02*	*7,1*
*normal in Pflanzen**	*von*	*25*	*< 0,1*	*3*	*< 0,1*	*< 0,1*	*< 0,1*	*–*	*< 0,1*	*< 0,1*
	bis	*150*	*1*	*20*	*1,5*	*0,2*	*5*	*–*	*5*	*5*
*kritisch als Tierfutter**	*von*	*300*	*0,5*	*10*	*10*	*0,1*	*10*	*–*	*2*	*50*
	bis	*1.000*	*1*	*300*	*50*	*1*	*30*	*–*	*5*	*250*

* *nach Sauerbeck*

Die Gehalte der Pflanzenproben sind an den werksnahen Standorten insbesondere bei den Elementen Zn, Cd, Cu, As, Hg, Pb und Sb als leicht erhöht anzusehen. Kritische Werte für die Verwendung als Tierfutter wurden bei Cd für Rinder und Schafe und bei Cu für Schafe überschritten.

Die Hg– und Pb–Gehalte erreichten ebenfalls kritische Werte.

Abb. 6 macht die Abhängigkeit der Zn–, Cu–, Pb–, As–, Hg– und Sb–Gehalte im Grünlandaufwuchs von der Entfernung der Kupferhütte in der Hauptwindrichtung deutlich.

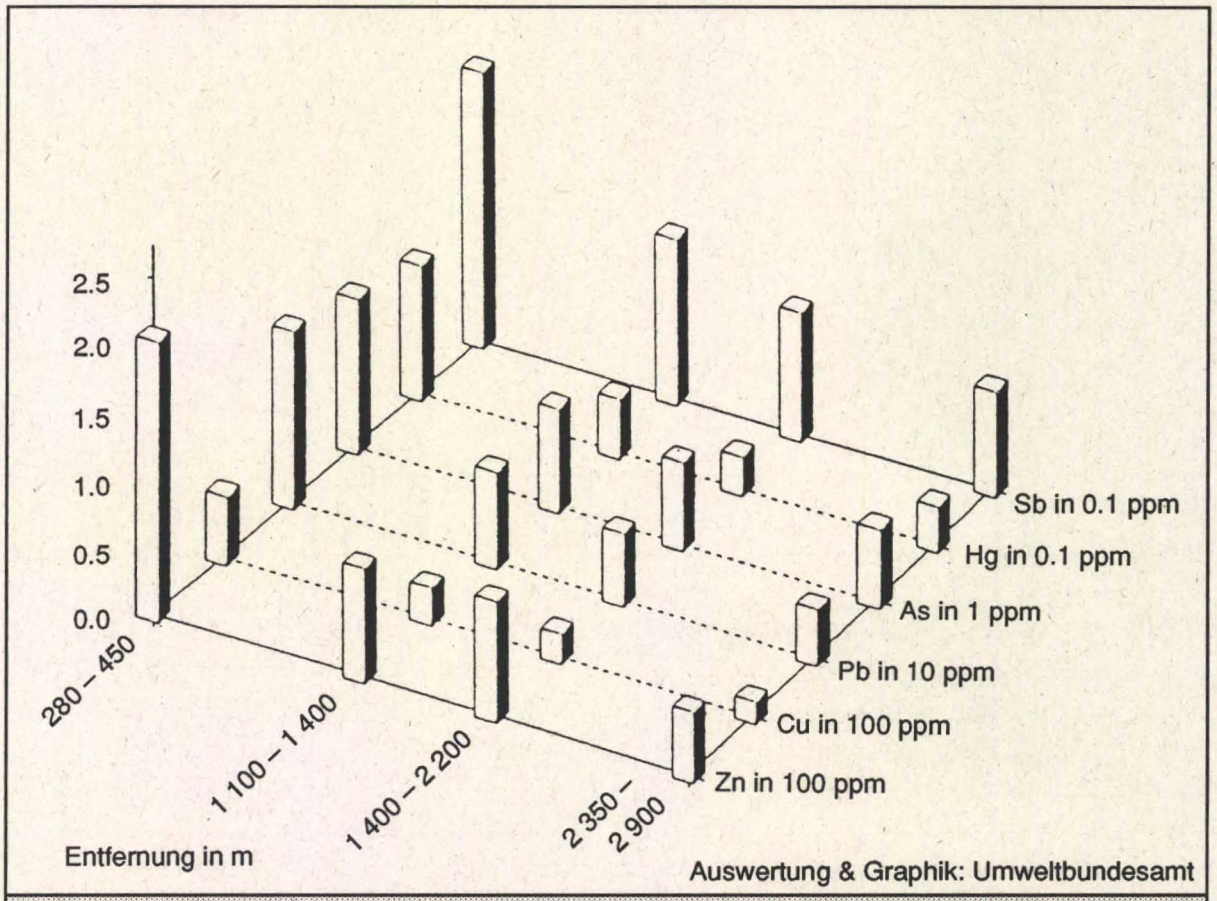


Abb. 6: Schwermetalle im Grünlandaufwuchs in Abhängigkeit von der Entfernung in der Hauptwindrichtung von der Kupferhütte

3. Quellen der Schwermetallbelastung

Die exakte Abgrenzung anthropogener Schwermetallgehalte von geogenen Grundbelastungen ist bei der vorliegenden Untersuchung nicht möglich. Erhöhte geogene Grundgehalte (Bleiglanz–, Zinkblende– und Fahlerzvorkommen im Süden und Südwesten von Brixlegg) sind nicht auszuschließen.

Die hohen Belastungen des Bodens sind zumindest für einige Schwermetalle zu einem wesentlichen Teil auf historische Emissionen zurückzuführen. Eine Abschätzung der gesamten Emissionen von Luftschadstoffen seit Bestehen der Kupferhütte (seit 1463) von PASCHEN (zusammengefaßt in SPINDELBALKER et al., 1990) erbrachte insgesamt die in Tab. 9 angegebenen Werte:

Tab. 9: Schätzung der Gesamt–emissionen 1463 – 1980 der Kupferhütte Brixlegg

As_2O_3	Sb_2O_3	Pb	Hg
70.000 t	25.000 t	15.000 t	14.000 t

Für das Jahr 1987 liegt eine Abschätzung von Schwermetallemissionen auf Grundlage umfassender Messungen der ARGE Technischer Umweltschutz vor. Die Summen der erfaßten Emissionen werden in Tab. 10 wiedergegeben (SPINDELBALKER et al., 1990):

Tab. 10: Jährliche Schwermetall-emissionen aus der Kupferhütte (Abschätzung für 1987, in kg)

Zn	Pb	Cd	Sb	Cu	Sn	As	Ni	Hg	Cr
605	362	9	36	242	44	24	1	6	0,3

Ein Vergleich mit Grasanalysen aus den Jahren 1980 – 1986 zeigt eine Abnahme der Zn–, Cu– und Pb–Gehalte, die auf emissionsmindernde Maßnahmen im Werk zurückzuführen ist.

Messungen des Zn–, Cu– und Pb–Gehaltes im Staubniederschlag der letzten Jahre (Amt der Tiroler Landesregierung, Landesforstdirektion) zeigten stark erhöhte Werte in Werksnähe. Besonders hervorzuheben ist, daß der Grenzwert der '2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen' bei Cu an der werksnahen Meßstelle Brixlegg–Container auch im Jahr 1990 um das 4–fache überschritten wurde.

Die erhöhten Schwermetallgehalte im Grünlandaufwuchs können neben der natürlich bedingten Schwermetallaufnahme aus dem Boden zumindest für einige Schadelemente auf aktuelle Emissionen zurückgeführt werden.

Literatur

CHRISTMANN, W.; KLÖPPEL, K. D.; PARTSCHT, H.; ROTARD, W. (1989): Determination of PCDD/PCDF in Ambient Air. Chemosphere 19 (1 – 6) 521 – 526.

RISS, A. (1990a): Wirkungsbezogene Dioxin–Immissionskontrolle in der Umgebung der Montanwerke Brixlegg. UBA–IB–254. Umweltbundesamt, Wien.

RISS, A. (1990b): Beitrag zur Diskussion um die Vermeidung von Dioxinemissionen aus den Montanwerken Brixlegg. UBA–IB–269. Umweltbundesamt, Wien.

RISS, A.; HAGENMAIER, H.; ROTARD, W. (1990a): Wirkungen von Dioxinimmissionen auf Boden, Grünlandaufwuchs und Kuhmilch – Fallstudie anhand einer Metallrückgewinnungsanlage in Österreich. In: VDI Berichte 837, Düsseldorf.

RISS, A.; SCHWARZ, S.; BENETKA, E.; REBLER, R. (1990b): Schwermetalle in Böden und Grünlandaufwuchs in der Umgebung einer Kupferhütte in Brixlegg/Tirol. In: VDI Berichte 837, Düsseldorf.

SPINDELBALKER, CH.; RISS, A.; HACKL, J.; HOJESKY, H.; KASPEROWSKI, E.; MÜLLEBNER, M.; NOWAK, H.; PESCHECK, R. (1990): Montanwerke Brixlegg – Wirkungen auf die Umwelt. Monographien 25. Umweltbundesamt, Wien.

2.2.2 Die physiologische Leistungsfähigkeit von Schwarzerlen unter dem Einfluß fluorhaltiger Luftverunreinigungen (OÖ)

Im Sommer 1989 untersuchte das Umweltbundesamt in Zusammenarbeit mit dem Zentrum für Umwelt– und Naturschutz an der Universität für Bodenkultur das Gaswechselverhalten von Schwarzerlen (*Alnus glutinosa L.*) unter dem Einfluß fluoridhaltiger Luftverunreinigungen im Nahimmissionsbereich des Aluminiumwerkes der AMAG Ranshofen/OÖ.

Die Schwarzerle ist trotz höchster Fluorbelastungen, die sich auch im Fluorgehalt der Blätter widerspiegeln, zu einem eingeschränkten Wachstum fähig.

Da gasförmiger Fluorwasserstoff bekannterweise einen hemmenden Einfluß auf die pflanzliche Produktivität ausübt, wurde versucht, diese Wirkung anhand von Gaswechselmessungen an Blättern der betroffenen Exemplare, die sich zum Teil durch stark eingeschränktes Wachstum bis zum Krüppelwuchs auszeichnen, mit einem tragbaren Photosynthesemeßsystem (Li–Cor 6200, Lincoln, Nebraska) im Feldversuch zu erfassen.

Erlen in sehr unterschiedlichen Belastungssituationen wurden unter Bedacht auf Blatt– und Pflanzenalter sowie unter vergleichbaren Witterungsbedingungen auf physiologische Leistungsparameter wie Photosyntheseleistung, stomatäre Leitfähigkeit und Transpiration untersucht.

Zur Abschätzung der relativen Leistungsfähigkeit der Erlen wurde ein Tagesgang an einem Strahlungstag erfaßt sowie ergänzende Messungen mit einigen anderen natürlich vorkommenden Holzarten an einem vergleichsweise wenig immissionsbeeinflußten Standort durchgeführt.

Anhand von Gaswechselmessungen mit einem tragbaren Photosynthesemeßsystem an den Blättern verschieden hoch HF–belasteter Erlen, konnte der Immissionseinfluß, der sich im Nahimmissionsbereich an der gehemmten Wuchsleistung stark betroffener Exemplare schon optisch erkennen läßt, insbesondere bei den physiologischen Parametern Transpiration und stomatäre Leitfähigkeit erfaßt werden.

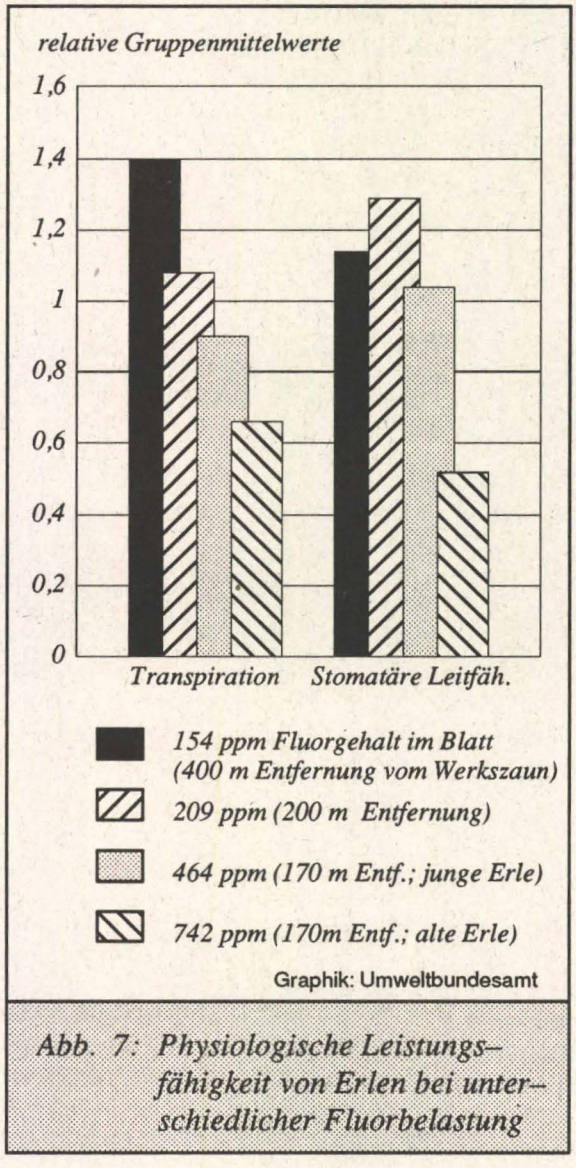


Abb. 7: Physiologische Leistungsfähigkeit von Erlen bei unterschiedlicher Fluorbelastung

2.3 Chemische Industrie

2.3.1 Umweltkontrolle im Bereich der Treibacher Chemischen Werke (Ktn)

In der Umgebung der Treibacher Chemischen Werke (TCW) war es in der Vergangenheit wiederholt zu Umweltbeeinträchtigungen gekommen. In den nahegelegenen Wäldern wurden starke Waldschäden registriert, Anrainer klagten über Geruchsbelästigungen und in der Gurk, einem kleinen Fluß, welcher das Werksgelände durchfließt und dessen Abwässer aufnimmt, waren durch hohe Chromkonzentrationen wiederholt auffällige Gewässerschädigungen (Fischsterben) aufgetreten. Für viele Belastungen konnte, vor allem vom Amt der Kärntner Landesregierung, die TCW als Verursacher bestätigt werden. Seitens der TCW waren bereits erste Maßnahmen zur Minderung der Emissionen getroffen worden.

Vor diesem Hintergrund wurde 1988 vom Umweltbundesamt mit einer umfassenden Untersuchung der Umweltbelastungen an diesem Standort begonnen.

Die Anfänge des Industriestandortes in Treibach reichen bis in das 16. Jh. zurück. Noch bis zum Ende des 19. Jh. befanden sich auf dem Gelände der heutigen TCW verschiedene Hammer– und Eisenhüttenwerke.

Seit etwa 1900 wird in Treibach eine Vielzahl von Stoffen hergestellt und verarbeitet, sodaß bei der Umweltüberprüfung in diesem Raum sowohl mit einer breiten Palette von aktuellen Schadstoffen als auch mit dem Auftreten von Altlasten gerechnet werden mußte. Durch das breit gefächerte Produktionsprogramm und der damit in Zusammenhang stehenden großen Zahl von Einzelanlagen weisen die TCW überdies eine große Zahl von Emissionsquellen auf, die die Untersuchungen weiter erschwerten.

Bei der Konzeption des Untersuchungsprogrammes wurde vor allem darauf geachtet, alle wesentlichen Umweltbeeinträchtigungen zu erfassen, wobei auch Untersuchungen anderer Institutionen berücksichtigt wurden.

Untersucht wurden unter anderem:

* Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) in der Luft,
* die Schwermetallbelastung in landwirtschaftlich genutzten Böden, in Garten– und Waldböden,
* die Schwermetallbelastung in landwirtschaftlichen Produkten (Erbsen, Mais, Weizen, Hafer und Gras) und Produkten aus Hausgärten,
* Schwefel, Schwermetalle, Fluor und Chlor in Fichtennadeln,
* Schwermetalle in Pilzen,
* Schwermetalle in Wildtieren,
* Dioxine (PCDD/PCDF) in ausgewählten Boden– und Fichtennadelproben,
* Schwermetalle in Sedimenten der Gurk (Belastung und Mobilität),
* die Umweltgefährdung durch die Deponie “Roßwiese” (inkl. Grundwasseruntersuchungen; (s. 2.3.2).

Als Interpretationsbasis wurden die standortökologische Naturraumgliederung des Untersuchungsgebietes sowie die geologischen und meteorologischen Gegebenheiten erhoben.

2.3.1.1 Luft– und Depositionsuntersuchungen

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) in der Luft

Die Belastung der Luft mit polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen wurde im Raum Treibach – Althofen vom Umweltbundesamt untersucht. Die Proben wurden an zwei Stellen (Meßcontainer Nord und Süd) gewonnen.

Für PAH–Immissionsbelastungen liegen keine Grenzwerte vor. In der BRD wurde ein Richtwert von 10 ng/m³ für Benz(a)pyren im Jahresmittel vorgeschlagen. Dieser Richtwert wurde in keiner Probe überschritten. Bei Benz(a)anthracen, einer Substanz, die ebenfalls als Leitkomponente für die Gruppe der PAH herangezogen wird, konnten ebenfalls keine nennenswerten Konzentrationen nachgewiesen werden. Alle gemessenen PAH–Konzentrationen waren ähnlich oder niedriger als die zum Vergleich herangezogenen Meßdaten aus mehreren Großstädten.

Schwermetalle im Staubniederschlag

Vom Amt der Kärntner Landesregierung wird seit einigen Jahren an einer "Lufthygienischen Schwerpunktstudie" gearbeitet. In diesem Rahmen wird u.a. seit Beginn des Jahres 1987 in diesem Raum ein Meßstellennetz zur Erfassung der Schwermetalle im Staubniederschlag betrieben (Bergerhoffverfahren).

Den erhobenen Daten zufolge wird der österreichische Grenzwert für Cadmium laut Forstgesetz von (< 0,05 kg/ha pro Jahr) an wenigen, jener der in der BRD gültigen TA–Luft von 5 µg/m² pro Tag an einer Reihe von Meßstellen im werksnahen Bereich überschritten. Auch die Gehalte an Nickel, Molybdän, Vanadium, Chrom und Cobalt sind im werksnahen Bereich außerordentlich hoch und nehmen mit der Entfernung vom Werk stark ab (s. Abb. 1). Für diese Elemente existieren keine Grenzwerte. Die Deposition von Blei und Zink ist gering.

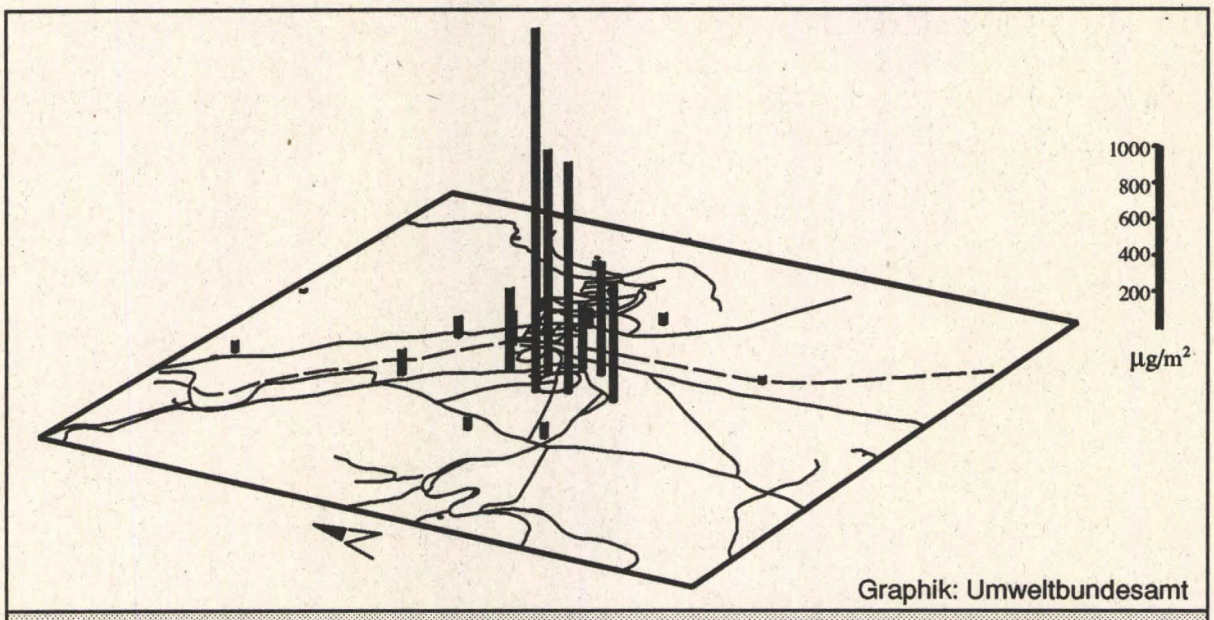


Abb. 1: Nickel im Staubniederschlag im Raum Treibach (in µg/m² pro Tag), Kartenausschnitt 12 x 16 km
Daten: Amt der Kärntner Landesregierung (Meßperiode 4.12.87–2.2.88)

2.3.1.2 Belastung landwirtschaftlich genutzter Böden und landwirtschaftlicher Produkte

Schwermetalle in Böden

Im Raum Treibach wurde vom Umweltbundesamt in landwirtschaftlich genutzten Böden (Acker und Grünland) der Gesamtgehalt für eine Reihe von Schwermetallen bestimmt. Dabei zeigte sich, daß der als tolerierbar angesehene Schwermetallgehalt des Oberbodens von einigen Elementen (Nickel, Vanadium, Molybdän) im werksnahen Bereich weit überschritten wird (s. Abb. 2 u. 3). An zwei Standorten wurden beispielsweise Nickelkonzentrationen von über 200 mg/kg gemessen. Die Klärschlammverordnung zum Bodenschutzgesetz Steiermark nennt einen Grenzwert für die Klärschlammausbringung von 60 mg/kg. Der von Kloke (1980) vorgeschlagene und im deutschsprachigen Raum häufig zur Orientierung herangezogene "noch tolerierbare Wert" liegt bei 50 mg/kg.

Schwermetalle in Erbsen, Mais, Weizen und Hafer

Auffällig hohe Schwermetallkonzentrationen wurden vor allem in Maisblättern gefunden. Die festgestellten Cadmium–, Molybdän– und Nickelkonzentrationen erreichten bzw. überschritten am werksnahen Standort die "für die Verwendung als Tierfutter kritischen Werte".

Schwermetalle in Gras (Heu)

Im Untersuchungsgebiet wurden 1988 an landwirtschaftlich genutzten Standorten an bis zu 3 (den ortsüblichen Schnittzeiten entsprechenden) Terminen Grasproben gezogen und auf Schwermetalle analysiert. Bei diesen Untersuchungen wurde an werksnahen Standorten eine Überschreitung der "Normalgehalte für Pflanzen" bei den Elementen Cobalt, Chrom, Fluor, Molybdän, Nickel und Vanadium festgestellt.

Die "für die Verwendung als Tierfutter kritischen Werte" wurden bei Molybdän, Nickel und Vanadium deutlich, bei Cadmium geringfügig überschritten.

Im Juni 1990 wurden orientierende Wiederholungsmessungen durchgeführt, denen zufolge die Nickelbelastung zurückgegangen sein dürfte.

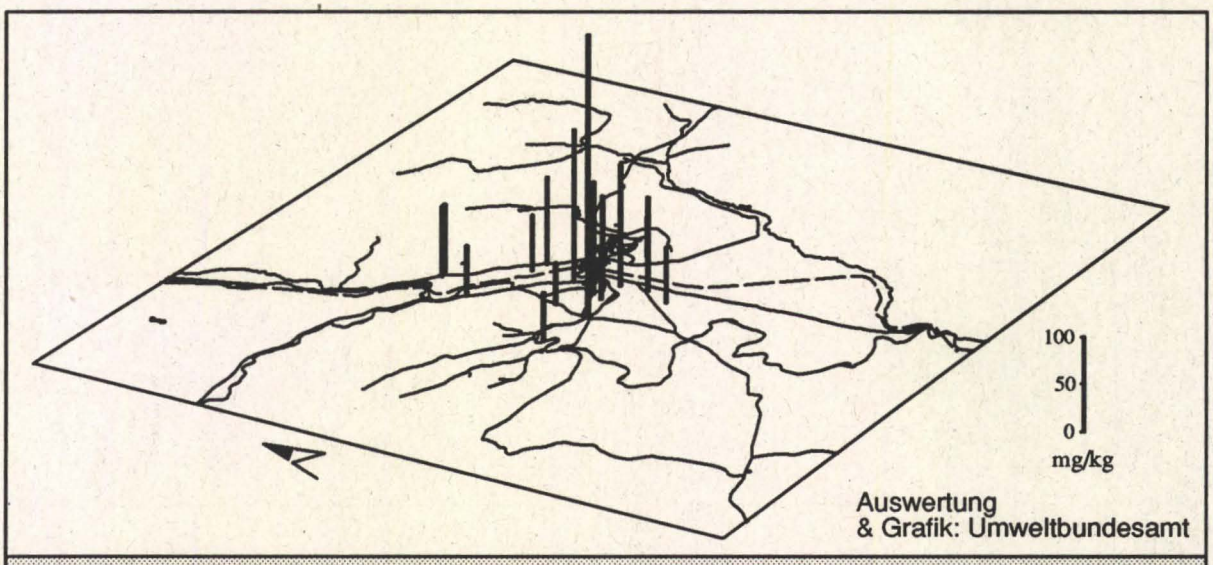


Abb. 2: Nickel im Oberboden im Raum Treibach (in mg/kg TM)
Kartenausschnitt 12 x 16 km

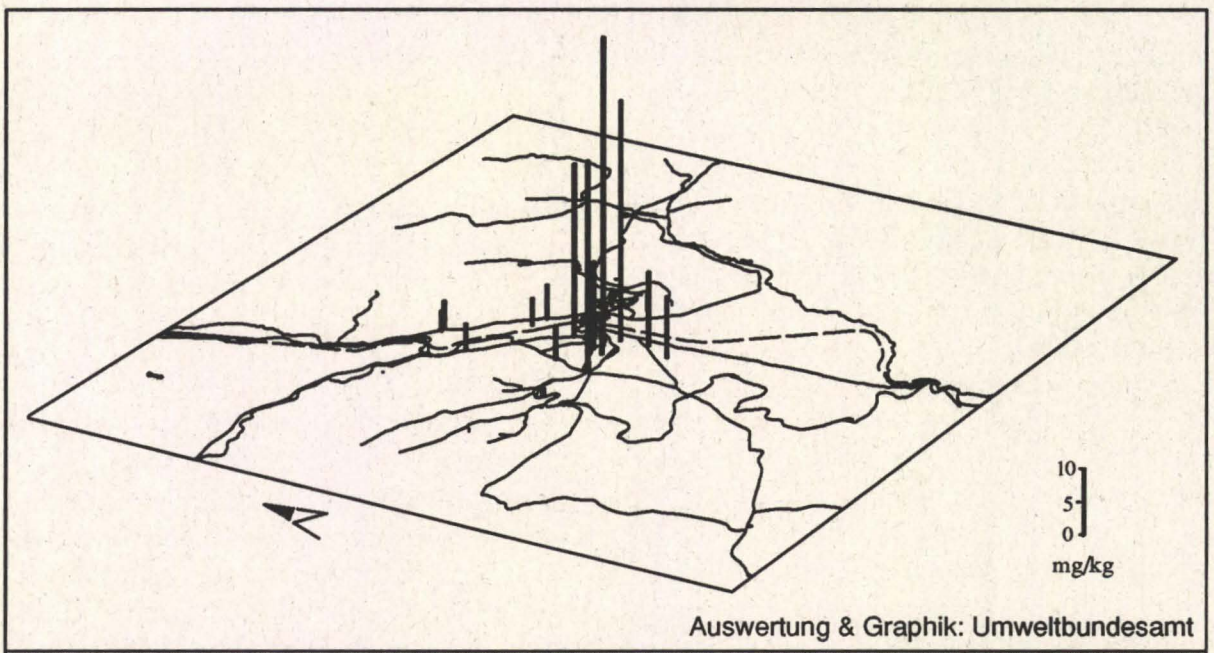


Abb. 3: Molybdän im Oberboden im Raum Treibach (in mg/kg TM)
Kartenausschnitt 12 x 16 km

2.3.1.3 Schwermetalle in Hausgärten

Im Nahbereich der Werksanlagen befinden sich Siedlungen mit zahlreichen Hausgärten. Aus diesen wurden Boden– und Produktproben (Salat, Bohnen und Petersilie) analysiert.

Vor allem in unmittelbarer Werksnähe wurden 1988 Nickelkonzentrationen gefunden, die bei der Verwendung als Tierfutter als kritisch bezeichnet werden. Auch die Belastung mit Molybdän und Vanadium war deutlich überhöht. Besonders belastet waren in Werksnähe die exponierten Oberflächen (z.B. Blätter, bei Häuptelsalat die Außenblätter), was auf eine direkte Kontamination über die Luft (und nicht über den Pfad Luft – Boden – Wurzeln – Blätter) schließen läßt.

Die Ergebnisse einer 1990 durchgeführten Kontrolluntersuchung weisen auf eine Verringerung der – als besonders bedenklich angesehenen – hohen Nickelkonzentration hin; auch die Belastung mit Vanadium dürfte abgenommen haben.

2.3.1.4 Schadstoffbelastung der Wälder

Der Standort der TCW ist großräumig von Waldgebieten (überwiegend Fichten) umgeben. Wälder vermögen aufgrund ihrer großen Oberfläche große Mengen von Luftschadstoffen auszukämmen. Aus der Filterfunktion von Wäldern ergibt sich naturgemäß eine hohe Schadstoffaufnahme dieses Ökosystemtyps.

Im Raum Krappfeld und insbesonders auch im Bereich zwischen Hirt und Treibach – Althofen wurde im letzten Jahrzehnt ein vermehrtes Auftreten von Schadsymptomen in den Waldbeständen festgestellt. In einer Untersuchung der Studien– und Beratungsgesellschaft Österreichischer Waldbesitzer wurde auch über Zuwachsverluste in diesem Raum berichtet, welche auf Emissionen der TCW zurückzuführen sein dürften.

Zur Abschätzung der Schadstoffeinträge wurden in den Wäldern der Umgebung dieses Standortes eine Reihe von Untersuchungen zur Erhebung der Schadstoffbelastungen durchgeführt.

Schwermetalle in Waldböden

An 11 Standorten – 9 Punkte des Bioindikatornetzes und 2 Punkte in Windschutzstreifen – wurden Bodenproben entnommen und auf Schwermetalle untersucht. Die Analysen wurden getrennt nach Auflagehumus und Mineralboden (3 Tiefen) durchgeführt.

Vor allem im Auflagehumus der werksnahen Standorte konnten auffällig hohe Schwermetallkonzentrationen – insbesondere Nickel (bis 589 ppm), Vanadium (bis 326 ppm) und Molybdän (bis 204 ppm) – gemessen werden. Der Umstand, daß die Konzentrationen mit der Nähe zum Werk zunehmen, jedoch nicht mit der Belastung des Mineralbodens korreliert sind, weist auf die TCW als Verursacher hin.

Schadstoffe in Fichtennadeln

Bei der österreichischen Waldzustandsinventur wurden in der Umgebung des Werkes vermehrte Waldschäden (Kronenverlichtungen) festgestellt.

Im Jahr 1985 wurden in einer Untersuchung der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (FBVA) an 62 % der gemessenen Proben des ersten und an 49 % des zweiten Nadeljahrganges Überschreitungen des Grenzwertes für Chlor nach der "2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen" (BGBl. 199/1984)

festgestellt. Auch in den folgenden Jahren wurden Überschreitungen nachgewiesen. Der Raum um Treibach – Althofen muß demnach, auch wenn gegenüber 1985 eine gewisse Verbesserung eingetreten ist, als Gebiet mit hoher Chlorbelastung eingestuft werden.

Der Schwefelgehalt der Fichtennadeln überschritt auch noch 1987 und 1988 in zahlreichen Fällen den von der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen festgesetzten Grenzwert, wobei die höchsten Belastungen entlang der Nordsüdachse auftreten (Hauptwindrichtungen).

Für das Schadelement Fluor wurden ebenfalls Grenzwertüberschreitungen in Fichtennadeln nachgewiesen. Die höchsten Konzentrationen wurden im Nahbereich des Werkes (Windschutzstreifen) gemessen und erreichen dort ein Mehrfaches des Grenzwertes.

Die Schwermetalluntersuchungen an den Fichtennadeln erbrachten hohe Konzentrationen an Molybdän, Nickel und Vanadium (s. Abb. 4).

Da das räumliche Verteilungsmuster dieser Elemente mit jenem des Auflagehumus eng korreliert ist, jedoch keine Übereinstimmung mit den Belastungen des Mineralbodens besteht, kommen als Ursache für die hohen Belastungen nur Einträge über die Luft in Frage.

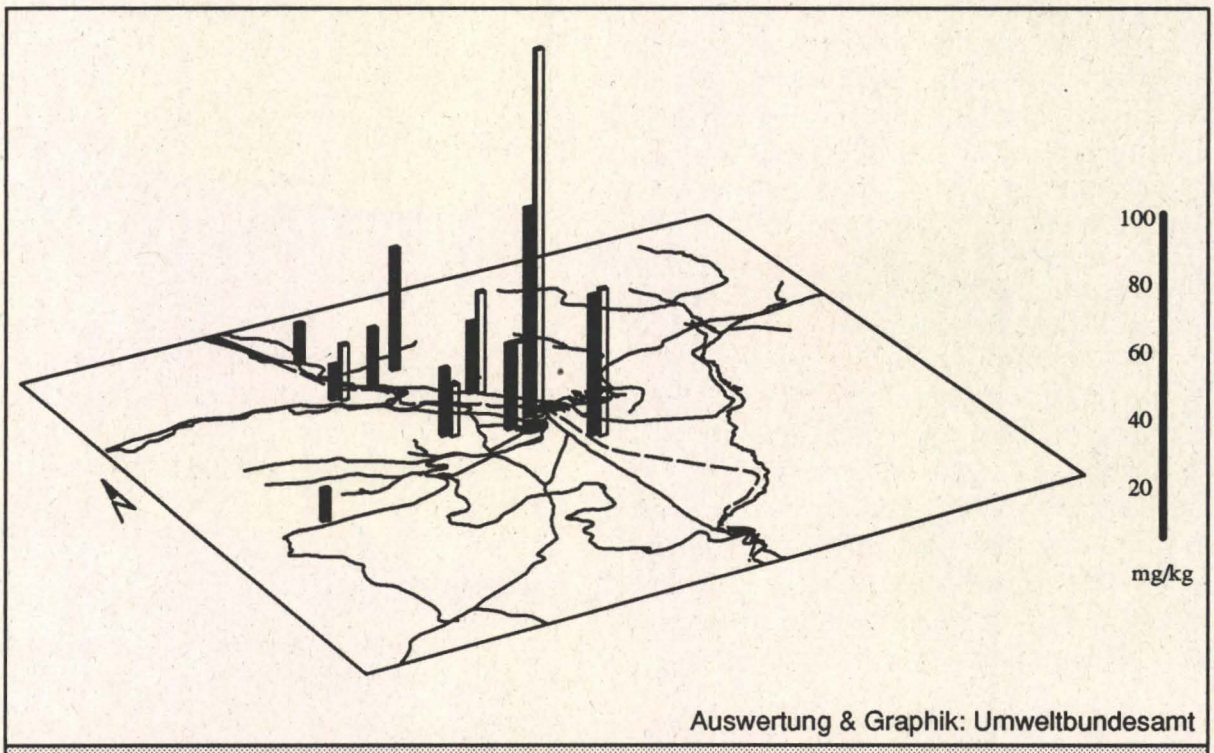


Abb. 4: Nickel (in mg/kg TM) in Fichtennadeln
Kartenausschnitt 20 x 20 km
weiße und schwarze Säulen: Daten von unmittelbar benachbarten Bäumen

Schwermetalle in Pilzen

Pilze vermögen verschiedene Metalle aus dem Boden aufzunehmen und anzureichern. Um eine etwaige Gefährdung der Bevölkerung durch den Genuß von schwermetallbelasteten Pilzen abzuschätzen, wurden in den werksnah gelegenen Wäldern Pilze gesammelt und auf ihre Belastung mit Schwermetallen untersucht. Folgende Elemente wurden in den acht untersuchten Pilzarten (überwiegend Täublinge; *Russula sp.*) bestimmt: Blei, Cadmium, Chrom, Cobalt, Kupfer, Molybdän, Nickel, Quecksilber, Silber, Vanadium und Zink.

Pilze sind stets relativ hoch mit Schwermetallen belastet und sollten daher generell nicht in großen Mengen gegessen werden. Über diese allgemein gültige Feststellung hinaus lassen sich aus den erhobenen Daten keine weiteren Einschränkungen für Pilze aus der Umgebung von Treibach – Althofen ableiten. Der Verzehr von Pilzen aus dem unmittelbaren Nahbereich des Werkes sollte jedoch, wie aus anderen Teilen dieser Untersuchung abgeleitet werden kann, vermieden werden.

Schwermetalle in Wildtieren

Um genaue Aussagen über die Wildbelastung in einem bestimmten Gebiet treffen zu können ist, aufgrund der großen natürlichen Variabilität, eine relativ umfangreiche Stichprobe notwendig. Innereien von Wildpret sind (vor allem bei älteren Tieren) häufig sehr hoch mit Schwermetallen belastet. Ihr Verzehr ist daher generell als problematisch anzusehen.

Zur orientierenden Abschätzung der Belastungen im Untersuchungsgebiet wurden die Nieren von vier Rehen und die Leber von drei Rehen auf den Gehalt an Blei, Cadmium und Quecksilber analysiert.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung liegen im Bereich der in der Literatur angegebenen Schwankungsbreite. Dennoch muß – wie in anderen Gebieten von Österreich auch – vom Verzehr von Wildtierinnereien abgeraten werden.

2.3.1.5 Dioxinuntersuchungen

Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF) sind langlebige, teilweise äußerst giftige Verbindungen, die sich aufgrund ihrer Fettlöslichkeit in Nahrungsketten anreichern. Da aufgrund der Produktionsbedingungen in den Treibacher Chemischen Werken mit der Entstehung von PCDD/PCDF grundsätzlich gerechnet werden muß, wurden diese Parameter in das Untersuchungsprogramm miteinbezogen. International ist es üblich, die Toxizität von komplexen PCDD/PCDF–Gemischen durch Gewichtung der einzelnen Komponenten mit sogenannten Äquivalenzfaktoren abzuschätzen und in "Toxischen Äquivalenten" (TE) auszudrücken.

Boden:

Dioxine werden auch im Boden angereichert. In der Umgebung der Treibacher Chemischen Werke wurden vier Bodenproben (oberste 5 cm unbearbeiteter Grasflächen) analysiert.

Die Ergebnisse der Analysen in Toxizitätsäquivalenten (berechnet nach Vorschlag des Bundesgesundheitsamtes Berlin) betragen 2, 11, 15 und 28 ng/kg. Somit wir in 3 in Werksnähe genommenen Proben der Richtwert des Bundesgesundheitsamtes Berlin für Einschränkung der landwirtschaftlichen Nutzung (5 ng TE/kg Boden) überschritten. Diese Annahme wird auch durch das auffällige

Isomerenmuster (überwiegend hochchlorierte Dibenzofurane) unterstrichen.

Da die Proben von ungenutzten, unbearbeiteten Flächen stammen, sind allerdings keine landwirtschaftlichen Einschränkungen notwendig, insbesondere auch deshalb, da in den angrenzenden Äckern aufgrund der Bodendurchmischung bei der Bodenbearbeitung mit wesentlich geringeren Belastungen zu rechnen ist. Der Richtwert des Bundesgesundheitsamtes Berlin für Bodenaustausch in Siedlungsgebieten von 1.000 ng TE/kg bzw. der verschiedentlich auch vorgeschlagene Wert von maximal 100 ng TE/kg für Spielplätze wird auf den untersuchten Flächen nicht erreicht.

PCDD/PCDF bauen sich im Boden kaum ab. Ein weiterer Immissionseinfluß führt daher zwangsläufig zu einer weiteren Anreicherung im Boden. Es scheint somit dringend notwendig, eventuell noch vorhandene Emissionsquellen ausfindig zu machen und Maßnahmen zur Verhinderung weiterer PCDD/PCDF–Emissionen einzuleiten.

Das Amt der Kärntner Landesregierung wurde vom beschriebenen Sachverhalt umgehend informiert.

Fichtennadeln:

Fichtennadeln reichern PCDD/PCDF aus der Luft an und können daher als Indikatoren für die Dioxinbelastung der Luft herangezogen werden. Vom Umweltbundesamt wurden im April 1988 Fichtennadeln (1. Nadeljahrgang) vom Bereich der Deponie "Roßwiese" und vom nördlichen Rand des Werksgeländes auf PCDD/PCDF untersucht.

Die Ergebnisse zeigen, daß eine Belastung der Nadeln mit PCDD/PCDF vorliegt. Wie auch in den Bodenproben wurde in Fichtennadeln ein relativ hoher Anteil an hochchlorierten Dibenzofuranen nachgewiesen. Aus den Ergebnissen der Nadelanalysen läßt sich schließen, daß auch in der Saison 1987/88 eine Dioxinbelastung der Luft vorlag.

2.3.1.6 Schwermetallbelastung der Gurksedimente

Durch Abwässer der TCW war es in der Vergangenheit zu starken Beeinträchtigungen der Gewässerqualität der Gurk gekommen. Noch im Untersuchungszeitraum 1981/83 war unterhalb Treibach – Althofen bis zur Glanmündung eine Verödung der Gurk infolge chemischer Abwässer feststellbar. Im Jahre 1981 wurde ein größeres Fischsterben registriert, als dessen Ursache vor allem die Belastung der Gurk mit Schwermetallen, insbesonders mit Chrom (bis zu 1.300 µg/l), angesehen wird. Seit dieser Zeit ist der Chromausstoß der TCW jedoch durch innerbetriebliche Maßnahmen stark zurückgegangen.

Da Wasseranalysen meist nur Auskunft über die Gewässerbelastung zum Zeitpunkt der Probenahme geben – in diesem Bereich aufgrund der Produktionsbedingungen jedoch mit stark schwankenden Belastungen gerechnet werden mußte, wurden statt dessen Sedimentuntersuchungen durchgeführt. Damit erhält man einen Mittelwert der Belastung über einen längeren Zeitraum und somit aussagekräftige Informationen über den Zustand eines Gewässers. Mittels Tiefenprofilen können überdies gewisse Rückschlüsse auf vergangene Belastungen gezogen werden. Ein relativ neues Untersuchungsverfahren stellt die sequentielle Laugung von Sedimenten dar. Mit dieser Methode kann nicht nur die Gesamtbelastung eines Sedimentes mit Schadstoffen bestimmt werden,

sondern auch der unter verschiedenen Bedingungen mobilisierbare – und damit ökotoxikologisch relevante – Anteil.

Aufgrund der breiten Produktpalette und der vielfältigen Produktionsbedingungen in diesem Bereich war es notwendig, eine große Zahl verschiedener Elemente zu berücksichtigen.

Folgende Elemente wurden in Oberflächensedimenten und in älteren Sedimentschichten erfaßt (Totalsediment und Fraktion < 20 µm):

Antimon, Arsen, Barium, Blei, Beryllium, Cadmium, Cer, Chrom, Cobalt, Gallium, Kupfer, Lanthan, Lithium, Molybdän, Nikkel, Niobium, Quecksilber, Rubidium, Scandium, Silber, Strontium, Thallium, Thorium, Uran, Vanadium, Wolfram, Yttrium, Zink, Zinn und Zirconium.

Die Mobilität der nachstehenden Elemente wurde mittels sequentieller Laugung bestimmt:

Aluminium, Chrom, Cobalt, Eisen, Kalzium, Kalium, Kupfer, Mangan, Magnesium, Nickel und Zink.

Im Vergleich mit durchschnittlichen, unbelasteten Flußsedimenten konnten in den Sedimenten der Gurk erhöhte Konzentrationen einer Reihe von Metallen gefunden werden. Die gefundenen Metallbelastungen sind, wie unter anderem durch Referenzmessungen oberhalb des Werkes bestätigt werden konnte, zum Teil auf die geologischen Besonderheiten des Einzugsgebietes der Gurk zurückzuführen. Eine auffällige Konzentrationszunahme im Werksbereich wurde für die Elemente Cadmium, Cer, Chrom, Lanthan, Molybdän, Nickel, Quecksilber, Thallium, Vanadium, Wolfram und Zinn nachgewiesen.

Eine weit über den Werksbereich hinausreichende, vermutlich auf Emissionen der TCW zurückzuführende Belastung wurde bei den Elementen Molybdän, Lanthan, Cer und Quecksilber gemessen. Die Lanthan– und Cerkonzentrationen sind noch 7 km nach dem Standort der TCW etwa doppelt so hoch wie am Referenzstandort oberhalb des Werkes. Beide Elemente stellen jedoch im allgemeinen kein umwelttoxikologisches Problem dar. Die Quecksilberkonzentrationen liegen unter den Durchschnittswerten für Sedimente, die Molybdänkonzentrationen hingegen deutlich darüber.

Einige in tiefer gelegenen Sedimentproben gefundene höhere Konzentrationen (Cer, Lanthan, Thorium, Uran, Chrom und Vanadium) lassen auf höhere Belastungen in der Vergangenheit schließen.

2.3.1.7 Ausblick

Die Ergebnisse der durchgeführten Untersuchungen zeigen, daß im Nahbereich der Treibacher Chemischen Werke massive Beeinträchtigungen der Umwelt auftreten. Seit 1988 (Beginn der Untersuchungen durch das Umweltbundesamt) durchgeführte Sanierungsmaßnahmen führten, vor allem für den Hauptproblemstoff Nickel, zu einer nachweisbaren Verbesserung der Belastungssituation. Weitere Maßnahmen zur Emissionsreduktion – diese sind teilweise bereits abgeschlossen – lassen zusätzliche Immissionsminderungen für die Zukunft erwarten. Der Erfolg dieser Maßnahmen wird von den Behörden des Landes Kärnten sowie vom Umweltbundesamt weiterhin überprüft.

Eine ausführliche Darstellung der bisherigen Untersuchungsergebnisse wird 1991 in der Serie "Monographien" des Umweltbundesamtes veröffentlicht.

2.3.2 Abschätzung des Gefährdungspotentials der Deponie Roßwiese der Treibacher Chemischen Werke (Ktn)

Das Umweltbundesamt wurde im Mai des Jahres 1988 beauftragt, die Auswirkungen der Anlagen der Treibacher Chemischen Werke AG auf die Umwelt zu untersuchen. Dazu wurde einerseits eine Gefährdungsabschätzung der werkseigenen Deponie Roßwiese durchgeführt, andererseits wurden die Einflüsse der Emissionen des Betriebes auf den Staubniederschlag, den Boden, die Vegetation und auf landwirtschaftliche Produkte in der Umgebung des Werkes untersucht (s. 2.3.1).

Die Ergebnisse der Vorerkundung sowie die Tatsache, daß die Deponie im vermuteten Einzugsbereich der geplanten Trinkwasserversorgungsanlagen von St. Veit/Glan und Klagenfurt liegt, führten dazu, daß bei der vorliegenden Untersuchung möglicher Einflüsse der Deponie auf die Schutzgüter Luft, Boden und Wasser, von diesen in erster Linie das Grundwasser betrachtet wurde.

Eine mögliche Beeinträchtigung des Bodens im Umfeld der Deponie durch staubförmige Emissionen (Windverfrachtungen) aus dem Deponiebereich wurde in die Luft– und Depositionsuntersuchungen (s. 2.3.1.1) einbezogen.

Deponieinhalt

* Art der abgelagerten Abfälle

Der Grad einer möglichen Beeinträchtigung des Grundwassers wird im wesentlichen vom Stoffinventar und von der technischen Ausstattung (Dichtsysteme etc.) der Deponie bestimmt.

Zur Erkundung des Stoffinventars wurde eine Zusammenstellung der Produktionsabfälle des Betriebes mit Mengenangaben und Angaben zur Abfallzusammensetzung verwendet, die von den Treibacher Chemischen Werken dem Umweltbundesamt zur Verfügung gestellt wurden. Weiters konnte Deponiesickerwasser aus einem Teil der Deponie entnommen und chemisch analysiert werden. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen ergaben zusätzliche Erkenntnisse über Art und Gefährlichkeit der abgelagerten Stoffe.

Direkte Aufschlüsse im Deponiekörper erfolgten nicht. Dazu wäre eine beträchtliche Anzahl von Bohrungen oder Schürfen notwendig gewesen, deren Durchführung in der zur Verfügung stehenden Zeit und mit den zur Verfügung stehenden Mitteln nicht möglich war.

Aus der Summe der in den Treibacher Chemischen Werken anfallenden Abfallstoffe konnten vor allem nachfolgende Abfälle bestimmt werden, die aufgrund ihrer Zusammensetzung, ihrer Menge und ihres Auslaugeverhaltens ein erhöhtes Gefährdungspotential für das Grundwasser darstellen:

- Tinkalschlämme (aus der Aktivsauerstoffanlage mit einem hohen Anteil wasserlöslichen Bors),
- Laugungsrückstände (aus der Vanadinanlage mit einem hohen Anteil wasserlöslichen Vanadiums sowie mäßigen Löslichkeiten an Chrom).
- Vermutet werden können weiters vor allem Belastungen mit Natrium, Sulfat und Chlorid (insbesondere aus den Reststoffen der Vanadinanlage) und Molybdän aus verschiedenen Schlacken.

Das Auslaugeverhalten unter Deponiebedingungen wurde durch Sickerwasseranalysen festgestellt. An zwei Stichproben aus dem Sickerwasser bei

unterschiedlichen Witterungsbedingungen konnten die Vermutungen über das qualitative Auslaugeverhalten größtenteils bestätigt werden. Im Sickerwasser wurden sehr hohe Werte für Natrium, Sulfat und Chlorid festgestellt, was aufgrund der in der Produktion verwendeten Ausgangsstoffe und Chemikalien auch zu erwarten war. Die Analysenergebnisse zeigen somit, daß es sich bei den abgelagerten Abfallarten nicht um ausschließlich inertes Material handelt.

Die Untersuchung des Sickerwassers ergab keinen Hinweis, daß auf der Deponie größere Mengen organischer Schadstoffe abgelagert wurden.

* Menge der abgelagerten Abfälle

Mit Hilfe der Auswertung von Luftbildern aus den Jahrgängen 1952, 1971 und 1984 mit einem EDV–gestützten Bildanalysesystem konnte die zeitliche Entwicklung der Volumszunahme der abgelagerten Stoffe quantifiziert werden. Es zeigte sich, daß im Jahr 1952 noch keine Abfallablagerung stattgefunden hat, im Jahre 1971 das Schüttvolumen 48.670 m^3 betrug und bis zum Jahr 1984 auf 240.520 m^3 zugenommen hat. Der Vergleich mit den Werksangaben über die Menge der abgelagerten Produktionsabfälle ergab eine gute Übereinstimmung.

Weiters wurde untersucht, ob in den einzelnen Produktionsanlagen noch andere Abfälle in bedeutenden Mengen anfallen könnten, als im Deponiebuch angegeben sind. Soweit aus den dem Umweltbundesamt zur Verfügung gestandenen Unterlagen hervorgeht, dürfte dies nicht der Fall sein.

Von seiten des Werkes wurde angegeben, daß während eines gewissen Zeitraumes auch Bauschutt der Gemeinde Treibach auf der Deponie abgelagert wurde.

Grundwasseruntersuchung

Ziel der Grundwasseruntersuchungen war es, Informationen über die lokalen hydrologischen und hydrogeologischen Verhältnisse zu erhalten und durch stichprobenartige qualitative Untersuchungen eine mögliche Beeinträchtigung des Grundwassers festzustellen. Dazu wurden bestehende Peilrohre und Brunnen herangezogen (s. Abb. 5).

Die Errichtung weiterer Grundwasserbeobachtungsstellen sowie die Durchführung von Meßreihen über einen längeren Zeitraum waren im Rahmen der zur Verfügung stehenden Zeit nicht möglich.

Die Kenntnis der Grundwasserströmungsverhältnisse ist Grundlage für die Beurteilung einer Schadstoffausbreitung. Im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen konnte diese Fragestellung nicht eindeutig geklärt werden.

Eine signifikante Beeinträchtigung des Grundwassers durch die Deponie wurde nur im Peilrohr 1 im Schüttbereich festgestellt. Vor allem Calcium, Natrium, Chlorid, Sulfat, Nitrat, Bor und Molybdän traten in stark erhöhten Konzentrationen auf.

Bor wird bei der Durchwanderung des Untergrundbereiches weder abgebaut, noch am Korngerüst des Bodens adsorbiert und ist daher als spezifischer Verschmutzungsindikator (Leitparameter) für diese Deponie geeignet.

Die qualitative Analyse der Grundwasserproben ergab, daß das Grundwasser unterstromig der Deponie von dem oberstromig gelegenen bezüglich der hydrochemischen Parameter differiert. Die gemeinsam mit der Bundesversuchs– und Forschungsanstalt Arsenal durchgeführte ^{18}O–Untersuchung gibt den Hinweis, daß das Grundwasser im Bereich Peilrohr 2, Brunnen Schebath und Brunnen

Kappel auch Anteile besitzt, die einem anderen Einzugsbereich zuzuordnen sind als das Grundwasser in den Bereichen TCW–Brunnen, Peilrohr 1 und Brunnen Tilly.

Andernfalls könnte die unterschiedliche hydrochemische Beschaffenheit im Abstrombereich der Deponie auch auf einen Einfluß der Deponie oder auf andere anthropogene Einflüsse (z.B. Landwirtschaft) zurückzuführen sein.

Beurteilung

Es gibt folgende Gründe, daß nur unmittelbar unter der Ablagerung die für die Deponie typischen Substanzen wie z.B. Bor und Molybdän in auffälligen Konzentrationen nachgewiesen wurden:

- die große Grundwassermächtigkeit bewirkt eine starke Verdünnung,
- die Kontaminationsfahne wird mit den vorhandenen Beobachtungsstellen nicht eindeutig erfaßt,
- der Einflußbereich oberstromiger Brunnen (Entnahme ca. 120 l/s) reicht bis zur Deponie und wirkt vermindernd auf die Ausbreitung der Schadstoffe in andere Richtungen.
- Zusätzlich dürfte die im Peilrohr 1 (im Deponiebereich) betriebene Pumpe die Schadstoffausbreitung vermindernd beeinflussen.

Von den im Grundwasser analysierten Parametern liegt bei Bor im Peilrohr 1 eine Grenzwertüberschreitung entsprechend dem Österreichischen Lebensmittelbuch, III. Auflage, Kapitel B1: Trinkwasser, vor.

Ein Vergleich mit anderen Untersuchungen zeigt, daß die Konzentrationen erheblichen zeitabhängigen Schwankungen unterworfen sind. Bei den Schwermetallgehalten konnte bei keiner Beobachtungsstelle eine Grenzwertüberschreitung festgestellt werden. Dazu muß bemerkt werden, daß für Vanadium, Molybdän und Wolfram in Österreich keine Grenzwerte für Trinkwasser existieren.

Eine auf die Deponie zurückzuführende Beeinträchtigung des Grundwassers ist nur im unmittelbaren Bereich der Deponie (Peilrohr 1) festzustellen. Die Meßergebnisse der Stoffkonzentrationen bei den untersuchten Beobachtungsstellen lassen Aussagen über eine großräumige Schadstoffausbreitung nicht zu.

Um einen Schadstoffaustrag zu unterbinden, wurde vom Werk auf der Deponie eine Oberflächenabdichtung bzw. eine Zwischenabdichtung errichtet. Die Ausführung der Dichtsysteme entspricht vor allem im alten Teil der Deponie nicht dem heutigen Stand der Technik.

Eine Meßreihe des Amtes der Kärntner Landesregierung der Bor– und Molybdänkonzentrationen im Peilrohr 1 über einen Zeitraum von fast drei Jahren (s. Abb. 6) läßt nach wie vor hohe Konzentrationen dieser Schadstoffe und damit noch kein Wirksamwerden der Dichtsysteme erkennen. Gründe dafür könnten sein:

- Mängel in der Ausführung der Dichtungsschichten,
- zeitliche Verzögerung der Wirkung des Abdichtungssystems (Änderung im Grundwasser noch nicht meßbar).

Das Risiko eines Schadstoffaustrages durch Rutschungen im Deponiebereich dürfte gering sein. Nach Ansicht des Umweltbundesamtes läßt jedoch nur eine Standsicherheitsuntersuchung, bei der nicht auszuschließende Inhomogenitäten und eventuell vorhandene Porenwasserdrücke im Deponiekörper Berücksichtigung finden könnten, einen sicheren Nachweis der Böschungsstandsicherheit zu. Dabei wäre die entsprechende ÖNORM B 4433 sinngemäß anzuwenden.

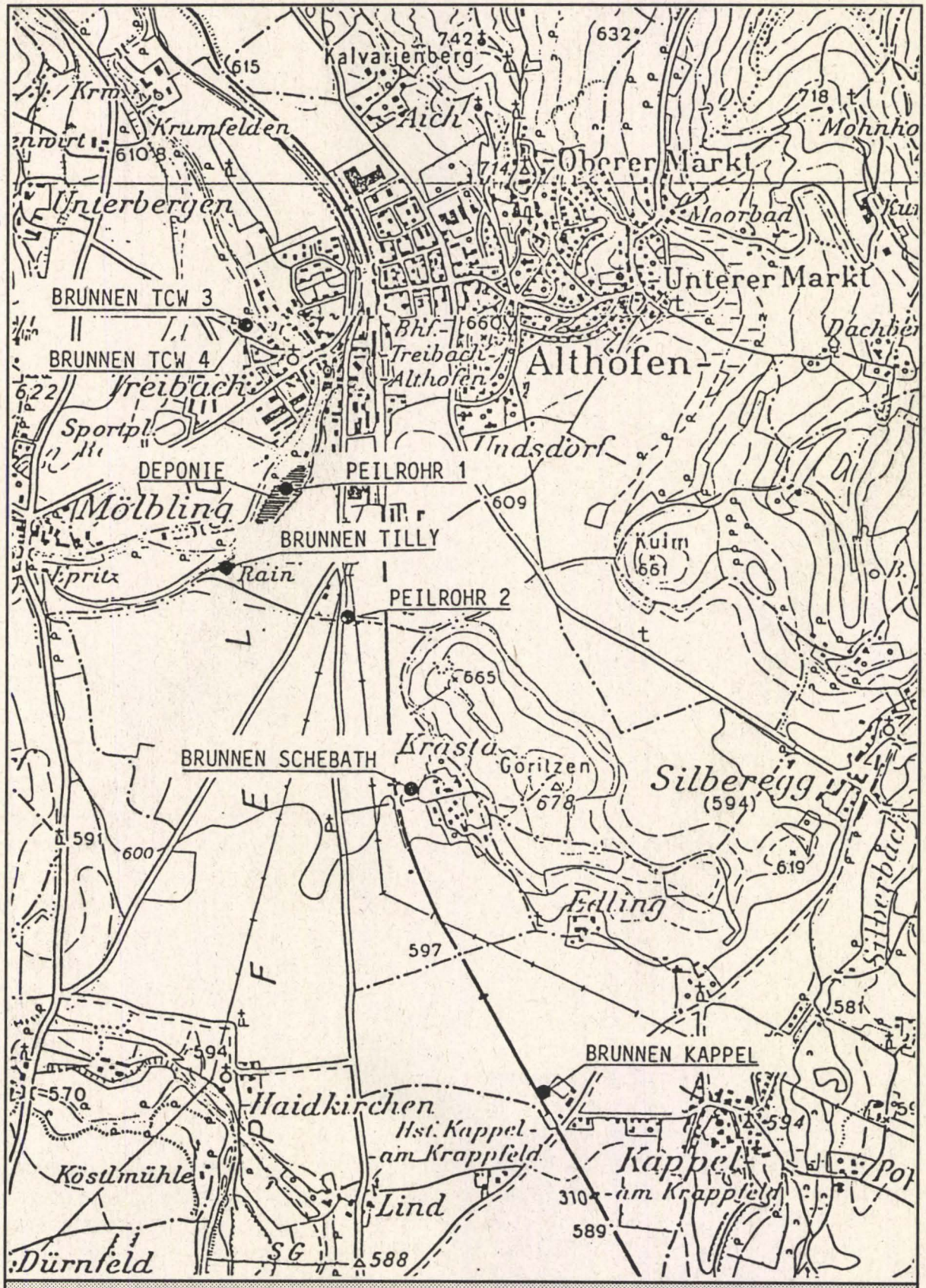
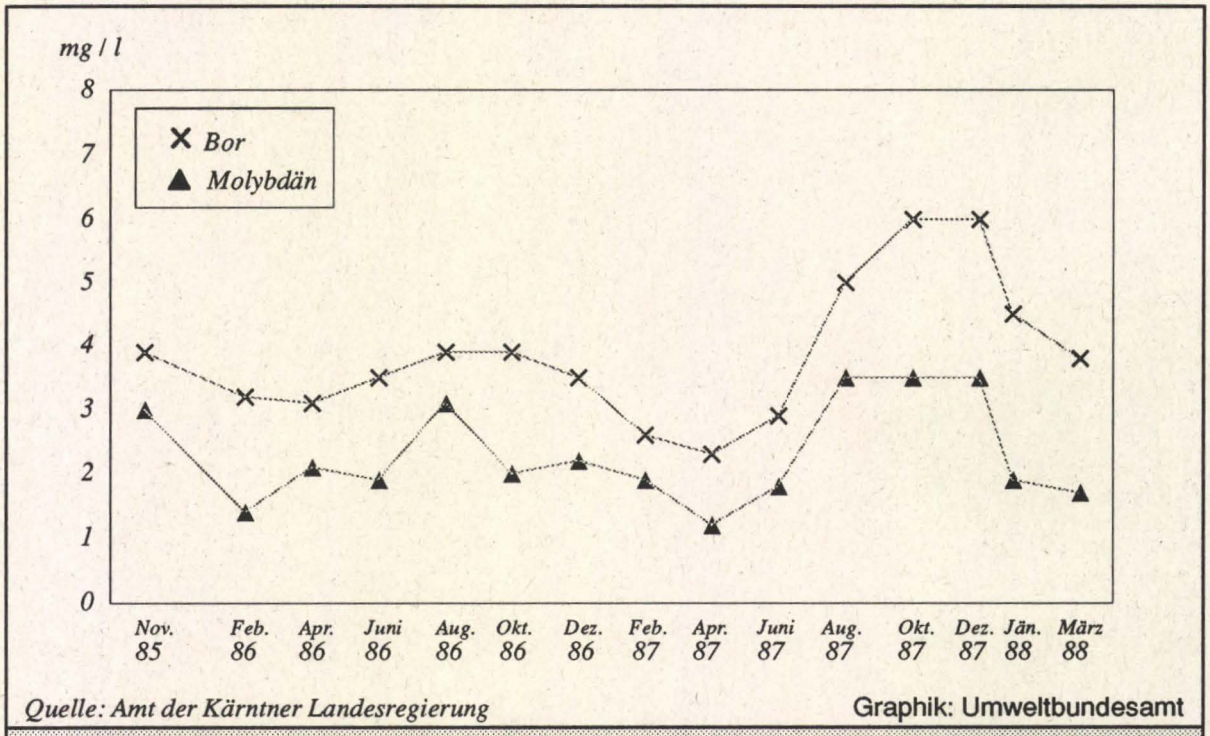


Abb. 5: Lageplan der Deponie, Peilrohre und Brunnen; Maßstab 1 : 25 000



Quelle: Amt der Kärntner Landesregierung Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 6: Bor und Molybdän in Peilrohr 1

Vorgeschlagene Maßnahmen

** Oberflächenabdichtung*

Die Sicherung der Deponie entsprach nicht dem Stand der Technik und war nach Ansicht des Umweltbundesamtes nicht ausreichend.

Als zweckmäßige Deponiesicherung wurde ein Oberflächenabdichtungssystem nach dem Stand der Technik, sowohl auf der horizontalen Deponieoberfläche als auch auf den Deponieböschungen empfohlen. Mit einer Kontrolldrainage (unterhalb der Dichtungsschicht) sollte die Funktion der Oberflächenabdichtung ständig überprüft werden.

Damit wäre das Risiko eines weiteren Schadstoffaustrages aus folgenden Gründen minimal:

- Der Schadstoffaustrag durch das aus Niederschlagsereignissen resultierende Sickerwasser wird verhindert.
- Da ausgeschlossen werden kann, daß der Grundwasserschwankungsbereich die Höhe der Deponiesohle erreicht, findet auch ein Schadstoffaustrag mit dem Grundwasser nicht statt (Deponiesohle liegt im ursprünglichen Geländeniveau, der Abstand bis zum Grundwasserspiegel beträgt überdies ca. 20 m).

** Grundwasserbeobachtung*

Nach Meinung des Umweltbundesamtes reichten die zum Zeitpunkt der Untersuchung vorhandenen Beobachtungsstellen nicht aus, eine allfällige Ausbreitung der Schadstoffe mit dem Grundwasserstrom Richtung Süden mit genügender Sicherheit zu erkennen. Daher wurde vorgeschlagen, zunächst mindestens eine weitere Sonde im Nahbereich der Deponie zu errichten. Diese Sonde sollte ca.

in 100 m Entfernung vom Deponierand und zwischen dem Brunnen Tilly und Peilrohr 2 situiert sein.

Mit dieser Maßnahme könnte entweder die Vermutung erhärtet werden, daß nur das Grundwasser unter der Deponie nennenswert verunreinigt ist, oder es wäre möglich, die Sonde bei Bedarf als Sperrbrunnen auszubauen, sollte sich herausstellen, daß doch ein Austrag der Schadstoffe Richtung Süden erfolgt.

Darüber hinaus könnte diese neue Sonde zur Abklärung der offenen Fragen bezüglich der Grundwasserströmungsverhältnisse im Nahbereich der Deponie dienen.

Durch Hinzunahme weiterer Parameter bei den routinemäßigen Grundwasserkontrollen sollte es möglich sein, eine von der Deponie ausgehende Belastung mit organischen Schadstoffen zu erfassen.

Gegenwärtiger Stand

** Oberflächenabdichtung*

Am 18.12.1989 wurde seitens der TCW der Abteilung 8 des Amtes der Kärntner Landesregierung ein Sanierungsprojekt zur Oberflächenabdichtung vorgelegt. Dieses Projekt sieht vor, daß die Horizontalabdichtung mit einer zweilagigen Lehmschicht von ca. 50 cm, einer ca. 20 cm starken darüberliegenden Schotterschicht und einer Humusschicht von ca. 20 cm aufgebaut ist. Zwischen Schotter und Humusschicht wird ein Geotextil gelegt.

Als Dichtungssystem für die Böschungsflanken ist eine PEHD–Dichtungsfolie mit ca. 2,5 mm Stärke mit darüberliegendem Geotextil sowie einem mit Humus gefüllten Geogitter und einer ca. 10 cm starken Humusschicht vorgesehen. Außerdem sind entsprechende Drainagesysteme eingeplant.

Da dieses Dichtungssystem noch bei keiner Böschung mit einer bei der Deponie Roßwiese vorhandenen Böschungsneigung und –länge eingesetzt wurde, mußten erste Erfahrungen anhand eines Testfeldes gesammelt werden. Die bisher vorliegenden Erfahrungen zeigen ein positives Ergebnis.

Die vorgeschlagene Art der Oberflächenabdichtung findet nach Angaben der TCW auch die Zustimmung der Amtssachverständigen des Amtes der Kärntner Landesregierung.

** Grundwasserbeobachtung*

Entsprechend den Vorschlägen des Umweltbundesamtes wurde seitens der TCW in Abstimmung mit den Amtssachverständigen der Abteilung 15 des Amtes der Kärntner Landesregierung der Standort des dritten Peilrohres festgelegt. Es befindet sich zwischen dem Peilrohr 2 und dem Brunnen Tilly an der Nordseite der Zufahrtsstraße zum Anwesen Tilly, wobei der Abstand zur Eisenstraße ca. 40 m beträgt.

Dieses Peilrohr wurde Mitte Mai 1991 abgeteuft und die Beprobung im Grundwasserüberwachungsprogramm aufgenommen.

2.3.3 Feststellung des Emissionsverhaltens eines kunststoffherstellenden Betriebes in Innsbruck (Tirol)

Das Umweltbundesamt wurde vom Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie beauftragt, dem Stadtmagistrat Innsbruck bei Emissionsmessungen an der Produktionsanlage der IMS Kunststoff Ges.m.b.H. in Innsbruck Hilfestellung zu gewähren. Die Meßergebnisse sollten als Grundlage behördlicher Maßnahmen im Rahmen der Gewerbeordnung dienen.

Der Betrieb der IMS Kunststoff Ges.m.b.H. liegt innerhalb der Industriezone Innsbrucks. Diese wird nach Norden durch den Inn begrenzt. Am gegenüberliegenden, linksseitigen Ufer erstreckt sich das Wohngebiet "Olympisches Dorf". Nach Mitteilung des Vertreters des Umweltamtes der Stadt Innsbruck wären bei südlichen Winden diese Wohnblocks den Emissionen aus der Industriezone direkt ausgesetzt, was bereits zu zahlreichen Beschwerden aus der betroffenen Einwohnerschaft geführt hätte.

Die Firma IMS stellt Glasfaserlaminate auf der Basis verschiedener Polymere (hauptsächlich Epoxidharze mit Dicyandiamid– oder cycloaliphatischen Aminhärtern) her, die als Werkstoffe zur Herstellung leichter, hochfester Gebrauchsgegenstände dienen. Zur Produktfertigung verwendet das Unternehmen unter anderem Lösemittel wie Aceton und Methylethylketon. Der Einsatz des als krebserregungsverdächtig eingestuften 4,4–Diaminodiphenylmethans (DDM) war dem Betreiber durch die Behörde untersagt worden, doch bezog sich der Wunsch des Stadtmagistrats Innsbruck auch auf die Einbeziehung dieser Substanz in das Untersuchungsprogramm.

Die zu untersuchende Betriebsanlage besteht aus einem Trockenturm, in welchem die mit dem jeweiligen Polimerisat getränkten Glasvliesbahnen mit Wärme beaufschlagt werden. Dies bewirkt eine Beschleunigung des Polymerisierungsvorganges und des Verdampfens der eingesetzten Lösemittel. Der mit Lösemitteldämpfen beladene Abgasstrom gelangt vor seiner Ableitung ins Freie über die Brennerkammer des Trockenturmes, um die Lösemittel zu verbrennen.

Für die Untersuchung wurde ein für den Betrieb kennzeichnendes Produktionsprogramm einvernehmlich festgelegt. Dieses beinhaltete Betriebsweisen mit unterschiedlichen Rezepturen, Trockentemperaturen und Lösemittelanteilen. Die Online–Analyse des Abgasstromes mittels Flammenionisationsdetektor (FID) lieferte sofort das Ergebnis, daß die Emission des organisch gebundenen Kohlenstoffes proportional der eingesetzten Lösemittelmenge war, und daß der zur Beheizung des Trockenturmes verwendete Propangasbrenner die Lösemitteldämpfe nicht in befriedigendem Umfang verbrannte. Die Gehalte an organischem Kohlenstoff im Abgas schwankten zwischen 212 ppm und 5.200 ppm, wobei sich lösemittelfreie Verfahren durch die niedrigsten Werte auszeichneten. Während der einzelnen Produktionsabläufe wurden aus dem Abgasstrom Proben entnommen und einer Laboruntersuchung zugeführt. Die Ergebnisse der Untersuchungen sind nachfolgend auszugsweise wiedergegeben:

	Messung 1	*Messung 2*	*Messung 3*	*Messung 4*
Aceton (ppm)	*0,05*	*445*	*0,21*	*795*
Methylethylketon (ppm)	*363*	*n.n.*	*n.n.*	*305*
DDM (ppm)	*n.n.*	*n.n.*	*n.n.*	*n.n.*

Dem Anlagenbetreiber wurde aufgrund der vorliegenden Ergebnisse nahegelegt, seine Produktionsmethoden derart zu optimieren, daß durch einen verminderten Einsatz von Lösemitteln, durch eine dadurch mögliche Erniedrigung der Abgasgeschwindigkeit und durch Verbesserung des Verbrennungsvorganges im Trockenbrenner eine erhebliche Reduktion der Gesamtemission erzielt würde.

2.3.4 Chemische Untersuchungen der Abwässer eines viskoseerzeugenden Betriebes und deren Auswirkungen auf die Traisen als Vorfluter (NÖ)

Das Umweltbundesamt wurde vom Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie mit einer Überprüfung der Immission der Traisen beauftragt, da von anonymer Seite über Mißstände betreffend die Einleitung der Abwässer der Fa. Glanzstoff/St. Pölten in die Traisen berichtet wurde.

Die Glanzstoff Austria AG (eine Tochterfirma der Lenzing AG) erzeugt jährlich ca. 3.500 t Textilrayon und ca. 10 t Reifenrayon nach dem Viskoseverfahren.

Bei dieser Technologie wird der aus Holz hergestellte Zellstoff laugiert und anschließend mit *Schwefelkohlenstoff* (CS_2) zum Xanthogenat umgesetzt. Anschließend wird der xanthogenierte Zellstoff in einem Säurebad (Naßspinnverfahren) in Form dünner Cellulosefäden regeneriert. Um bessere technologische Eigenschaften der entstehenden Faser zu erreichen, werden dem Fällbad große Mengen an *Zink*– und *Magesiumsulfat* zugesetzt. Nach dem Verspinnen wird das für die Textilindustrie verwendete Textilrayon gebleicht und mit *Weißöl* aviviert (nachbehandelt). Als Bleichmittel wird *Natriumhypochlorit* eingesetzt.

Bei der Ausfällung der Cellulose wird ein Teil des eingesetzten *Schwefelkohlenstoffes* wieder frei. Der restliche Teil wird zu *Schwefelwasserstoff* (H_2S) sowie anorganischen und organischen Schwefelverbindungen umgesetzt.

Zur Zeit der Untersuchung besaß die Fa. Glanzstoff innnerhalb des Fabriksgeländes einen "sauren" und einen "alkalischen" Abwasserkanal. Nach Zusammenführung der Wässer wurden sie in die Traisen eingeleitet. Durch den Drei–Schichtbetrieb fielen kontinuierlich ca. 15.600 m^3/Tag Abwasser an, welche im wesentlichen ungeklärt abgeleitet wurden. Da die Traisen einige Monate im Jahr durch Ausleitungen oberhalb der Glanzstoff Austria AG nur wenig Wasser führt, wird die Traisen durch die Abwässer sehr stark belastet.

Die Fa. Glanzstoff hat eine innerbetriebliche Kläranlage errichtet, in welcher durch Schwefelbakterien neben dem H_2S–Abbau auch der Abbau des im Abwasser gelösten CS_2 gewährleistet werden soll. Weiters soll der Zinkgehalt auf unter 1 mg/l im Abwasser reduziert werden, um den im Bescheid vorgeschriebenen Grenzwert einhalten zu können.

Der Landeshauptmann von Niederösterreich schreibt der Glanzstoff Austria AG im Wasserrechtsbescheid vom 14. Mai 1986 (Zl.III/1–893/118–86) für den pH–Wert, Zink, Sulfat, Schwefelkohlenstoff und Schwefelwasserstoff bei der Einbringung der betrieblichen Abwässer in den Traisental–Sammelkanal Grenzwerte vor.

Die Firma begann Anfang Mai 1991 mit dem Probebetrieb der Reinigungsanlage und beabsichtigt, den Vollbetrieb ab 1. Juli 1991 aufzunehmen.

Das Umweltbundesamt nahm am 21. Mai 1990 einen Lokalaugenschein vor und

entnahm Proben aus dem Abwassergerinne sowie aus der Traisen.

Untersuchungsergebnisse

Tab. 1 enthält die Analysenergebnisse. Die erhaltenen Werte werden mit den derzeit noch gültigen Richtwerten der *vorläufigen Richtlinie für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern* (ImRL, BMLF 1987) und den im *Wasserrechtsbescheid* angeführten Grenzwerten verglichen:

Aus den Analysenergebnissen ist eindeutig ersichtlich, daß die Traisen durch die Abwässer der Glanzstoff Austria AG stark belastet wird.

Bei der Viskoseherstellung eingesetzte Substanzen konnten nicht nur in den Abwasserproben der Glanzstoff Austria AG, sondern auch in der Traisen noch 4,6 km unterhalb der Einleitung der Firma nachgewiesen werden.

Die **elektrische Leitfähigkeit**, ein Maß für gelöste ionische Verbindungen, ist in Probe I/2 (4,6 km unterhalb der Einleitung) ca. doppelt so hoch wie in der Referenzprobe.

Dieses Ergebnis stimmt auch mit den gemessenen **Sulfatwerten** überein: während in der Referenzprobe ca. 37 mg Sulfat/l gefunden wurden, war die Sulfatkonzentration in den Proben E/1 und E/2 etwa zehnmal so hoch. In Probe I/2 liegt die Sulfatkonzentration um das 5,5–fache über der Referenzprobe.

Der **Natriumgehalt** betrug 4,6 km unterhalb der Einleitung noch immer 91 mg/l. In der Referenzprobe waren 5 mg Natrium/l nachgewiesen worden.

Die **Zinkkonzentration** im Abwasser (Probe E/2) betrug 9,8 mg/l. 4,6 km nach der Einleitung des Abwassers der Fa. Glanzstoff konnten noch immer 2,5 mg Zink/l gefunden werden.

Die nachgewiesenen hohen Konzentrationen an Natrium, Sulfat und Zink resultieren aus dem Einsatz von Natronlauge bei der Herstellung der Alkalicellulose bzw. durch das Verwenden von Zinksulfat und H_2SO_4 beim Viskoseverfahren (Ausfällung der Cellulose).

Trotz großtechnischer Rückgewinnung des Na_2SO_4 (13.000 t/a) aus dem Abwasser ist dessen Restbelastung noch immer sehr hoch.

Ein Vergleich der **BSB_5– und CSB–Werte** mit den anorganischen Parametern zeigt, daß die anorganische Belastung des Abwassers der Fa. Glanzstoff höher ist als die organische.

Die gegenüber der Referenzprobe im Vorfluter unterhalb der Einleitung erhöhten **TOC– und DOC–Werte** sind wahrscheinlich auf Hemicellulose und Cellulose in den Abwässern zurückzuführen.

Beim Verspinnen und der Regenerierung zum Viskose–Filament aus dem Xanthogenat wird **Schwefelkohlenstoff** abgespalten. Neben der Zersetzung des Xanthogenats wird bei der Umsetzung der Viskose mit Schwefelsäure auch die Natronlauge zu Wasser und Natriumsulfat neutralisiert und die in der Spinnlösung vorhandenen Nebenprodukte – hauptsächlich Trithiocarbonat – zu **Schwefelwasserstoff und Schwefelkohlenstoff** zersetzt. Die gasförmigen Komponenten entweichen zum Teil gleich aus dem Spinnbad bzw. bleiben noch im Spinnbad gelöst.

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, daß das Abwasser mit diesen flüchtigen Substanzen deutlich belastet ist. Sie konnten auch noch eindeutig in der Traisen nachgewiesen werden, wobei ein deutlicher Konzentrationsabfall zwischen den beiden Vorfluterproben festzustellen war.

Tab. 1: Analysenergebnisse (Emissions- und Immissionsproben vom 21. Mai 1990)

Parameter	Referenz-Probe	E/1	E/2	I/1	I/2	Richtw. ImRL	Grenzwert Bescheid
Entnahmestelle	Traisen	Abwasser-gerinne	Abwasser-gerinne	Traisen	Traisen		
Ort der Probenahme; Entfernung zur Einleitung der Fa. Glanzstoff in die Traisen	30 m oberhalb	– nach Zusammenführung zweier Abwasserkanäle	– unmittelbar vor Einleitung in die Traisen	1,4 km unterhalb	4,6 km unterhalb		
pH-Wert	7,8	7,8	6,2	7,2	7,8	6,5–8,5	6,5–9,5
Leitfähigkeit µS/cm	478	1075	1368	1065	864	–	–
Wassertemperatur °C	16	25	25	20	17	21	–
gelöster Sauerstoff mg/l	13	5,4	5,1	6,2	8,4	–	–
Färbung m^{-1} 436 nm	< 0,01	0,306	0,066	0,184	0,168	–	–
– " – 254 nm	2,556	9,200	7,222	5,700	4,994	–	–
absetz. Stoffe ml/l	< 0,1	0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	–	–
Calcium mg/l	64	68	73	72	68	–	–
Magnesium mg/l	21	23	27	26	23	–	–
Natrium mg/l	5	135	187	133	91	–	–
Kalium mg/l	1,9	3,8	3,9	3,9	2,9	–	–
Chlorid mg/l	8,2	14,7	13,8	–	18,3	100	–
Nitrat mg/l	6,7	19,2	19,5	–	5,3	35,4	–
Ammonium mg/l	< 0,01	0,19	< 0,01	0,03	0,04	0,064	–
Nitrit mg/l	0,05	0,24	0,35	0,16	0,19	0,16	–
Bor mg/l	0,05	0,07	0,04	0,07	0,07	–	–
Zink mg/l	0,02	6,0	9,8	6,3	2,5	0,1	1
Sulfat mg/l	36,8	308	455	297	207	100	1100
Sulfit mg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	–	–
Sulfid mg S^{2-}/l	< 0,01	0,51	0,86	0,42	0,14	–	–
Schwefelwasserstoff mg/l *	< 0,01	0,079	0,789	0,182	0,023	–	0,5
Schwefelkohlenstoff mg/l	< 0,0001	1,52	1,43	0,11	0,0013	–	0,5
TOC mg C/l	2,3	–	23,7	13,7	8,3	–	–
DOC mg C/l	2,5	22,9	23,4	12,8	7,8	2	–
Kohlenwasserstoffe mg/l	< 0,05	0,31	0,49	0,1	< 0,05	0,1	–
Gesamtextrakte mg/l	0,1	1,06	1,26	0,51	0,18	–	–
BSB_5 mg O_2/l	< 15	16	16	21	< 15	3	7
CSB mg O_2/l	8	74	83	41	26	10	30
Phenolindex mg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	–	–
MBAS mg/l	< 0,01	0,096	0,05	< 0,01	< 0,01	–	–
LAS mg/l	< 0,01	0,03	0,038	< 0,01	< 0,01	–	–
AOX µg Cl/l	5	22	22	24	12	–	–
1,1,1-Trichlorethan µg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	–	–	–	–
Trichlorethylen µg/l	–	0,11	0,11	–	–	–	–
Perchlorethylen µg/l	0,53	3,43	3,65	0,91	0,17	–	–
Chloroform µg/l	0,65	2,69	10,25	4,32	1,15	–	–
1,1-Dichlorethylen µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	–	–
1,2-Dichlorethan µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	–	–
Tetrachlorkohlenstoff µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	–	–
1,2-Dichlorpropan µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	–	–
Bromdichlormethan µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	–	–
1,1,2-Trichlorethan µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	–	–
Dibromchlormethan µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	–	–
1,4-Dichlorbutan µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	–	–
1,2,3-Trichlorpropan µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	–	–
1,4-Dichlorbenzol µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	–	–
1,2-Dichlorbenzol µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	–	–
1,2,3,4-Tetrachlorbutan µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	–	–

* berechnet aus Sulfid

Aufgrund der Dissoziationsgleichgewichte der zweibasigen Säure H_2S kann der Sulfidschwefel gasförmig gelöst als Schwefelwasserstoff H_2S, als Hydrogensulfidion HS^- oder als Sulfidion S^{2-} im Wasser vorliegen. Die Verteilung auf diese Verbindungen hängt in erster Linie vom pH-Wert und der Temperatur des Wassers ab. Im pH-Bereich von 5 bis 9 liegt ein Gemisch von H_2S und HS^- vor. Mit Hilfe einer Formel kann der Gehalt an **Schwefelwasserstoff** berechnet werden (nach Trinkwasser, K.E. QUENTIN, Springer Verlag 1988).

Eine Belastung mit **adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen (AOX)** in den Abwässern und in der Traisen ist nur geringfügig vorhanden, da Hypochlorit nur für einen Teil der Filamente (Textilrayon) zum Bleichen eingesetzt wird.

Bei der Analyse auf **chlorierte Kohlenwasserstoffe** wurden in den Abwasserproben bis zu 10,3 µg/l **Chloroform** und bis zu 3,7 µg/l **Perchlorethylen** gefunden. Dies stimmt mit Ergebnissen von Untersuchungen der Universität Tübingen überein, die zeigen, daß beim Bleichen mit Natriumhypochlorit **Chloroform** freigesetzt wird.

Durch die innerbetriebliche Reinigung der Abwässer und deren anschließende Einleitung in die Kläranlage des Abwasserverbandes "An der Traisen" kann eine Verbesserung der in der Traisen gemessenen Wasserbeschaffenheit erwartet werden.

2.4 Baustoffindustrie und Steinbrüche

2.4.1 Fluoridmessungen in Mauthausen (OÖ)

Die im Ortsteil Heinrichsbrunn wohnenden Anrainer klagten wiederholt über Schäden an Obstbäumen, welche auf die Fluoridemissionen des Ziegelwerkes in Mauthausen zurückgeführt wurden.

Seit 1976 wurden in mehreren Meßperioden Depositionsmessungen und Konzentrationsmessungen von Fluorid in Mauthausen vorgenommen. Diese Messungen sollten u.a. Aussagen darüber liefern, inwieweit das erwähnte Ziegelwerk einen Beitrag zur Fluoridbelastung im Untersuchungsgebiet liefert.

Im Jahr 1988 führte das Umweltbundesamt Depositionsmessungen durch, für die in Entfernungen bis zu 2.100 m vom Werk insgesamt 18 Depositionsmeßstellen eingerichtet wurden.

Die Ergebnisse dieser Messungen zeigten eindeutig, daß die Deposition von Fluorid mit zunehmender Entfernung vom Ziegelwerk abnahm: So ergab eine Korrelationsrechnung zwischen der Deposition von Fluorid und der Entfernung der Meßstelle vom Werk Regressionskoeffizienten von – 0,818 und – 0,828 für die westlich und östlich des Werks gelegenen Meßstellen.

Diese Abnahme der Deposition mit zunehmender Entfernung vom Werk konnte mit einer Wahrscheinlichkeit von mehr als 95 % nachgewiesen werden. Es war somit erwiesen, daß lokale Quellen als Verursacher der erhöhten Fluoridbelastung anzusehen sind.

Tab. 1: Meßwerte der Fluoriddeposition 1989 (durchschnittliche Absolutwerte in µg F^- / m^2 u. Tag; Meßperiode jeweils eine Woche)

Meßstelle Nr.	*Entfernung vom Werk (m)*	*23.5. –31.5.*	*31.5. –7.6.*	*7.6. –14.6.*	*14.6. –21.6.*	*21.6. –28.6.*	*28.6. –5.7.*
*20 **	*30*	*1.364*	*3.856*	*683*	*1.689*	*1.094*	*1.778*
*6 ***	*125*	*131*	*433*	*416*	*1.068*	*1.505*	*1.087*
19	*140*	*159*	*122*	*140*	*456*	*298*	*228*
*21 ***	*170*	*72*	*355*	*261*	*916*	*1.068*	*49*
*5 ***	*175*	*81*	*471*	*406*	*770*	*1.065*	*801*
13	*200*	*60*	*117*	*150*	*413*	*178*	*174*
12	*330*	*79*	*119*	*****	*418*	*157*	*149*
14	*335*	*60*	*135*	*180*	*433*	*172*	*186*
1	*370*	*44*	*197*	*204*	*496*	*455*	*325*
7	*440*	*59*	*177*	*160*	*489*	*295*	*191*
4	*530*	*62*	*130*	*154*	*508*	*309*	*153*
3	*1.200*	*41*	*146*	*127*	*530*	*203*	*123*
15	*1.260*	*33*	*83*	*146*	*344*	*305*	*110*
16	*1.720*	*27*	*100*	*164*	*346*	*213*	*143*
2	*2.100*	*30*	*106*	*128*	*376*	*182*	*131*

** = im Werksgelände (Kantinendach), ** = Raiffeisen Lagerhaus, *** = Ausfall*

Da sich in unmittelbarer Nähe des Ziegelwerks auch ein Lagerhaus befindet, wurde durch weitere Messungen zwischen Mai und Juli 1989 (Tab. 1) abge-

klärt, ob das Ziegelwerk oder das Lagerhaus als maßgebliche Quelle anzusehen ist. Dazu war es erforderlich, sowohl auf dem Gelände des Lagerhauses als auch auf dem Gelände des Ziegelwerkes Meßstellen einzurichten. Höhere Werte im Werksbereich wiesen dabei erneut das Ziegelwerk als Verursacher der erhöhten Fluoridbelastung aus.

Die Meßberichte des Umweltbundesamtes wurden der Werksleitung sowie dem Amt der Oberösterreichischen Landesregierung zur Kenntnis gebracht.

2.4.2 Erhebung der Staubbelastung in Bad Deutsch Altenburg (NÖ)

Aufgrund von Anrainerbeschwerden über die Staubbelastung, die durch den Steinbruch bzw. das Kieswerk der Fa. Hollitzer im Gemeindegebiet von Bad Deutsch Altenburg entsteht, beauftragte das BMUJF das Umweltbundesamt, Staubmessungen durchzuführen. Zu diesem Zweck wurde von Ende April 1989 bis Ende Februar 1990 ein Depositionsmeßnetz (Bergerhoff–Becher) in Bad Deutsch Altenburg errichtet. Die Depositionsmessungen sollten Auskunft über die räumliche Verteilung der Staubbelastung im Ort geben; die Probenahmedauer betrug jeweils 4 Wochen.

Zur Erfassung der Windverhältnisse wurde gleichzeitig am sogenannten "Türkenhügel" ein mechanischer Windwegschreiber betrieben.

Ergänzend zu den Depositionsmessungen wurden im Winter 1989/90 für insgesamt ca. 8 Wochen kontinuierliche Staubkonzentrationsmessungen in der Nähe der Hauptbeschwerdeführer durchgeführt.

Die Ergebnisse der Depositionserhebung zeigten bei manchen Meßperioden eine deutliche Abnahme der Staubbelastung mit zunehmender Entfernung vom Steinbruch. Oft ergaben sich aber auch lokale Maxima, die durch andere Einflüsse (z.B. Ackerbau) und/oder uneinheitliche Windverhältnisse zustande kamen.

Die Konzentrationsmessungen von Schwebstaub (mit einem Korndurchmesser $< 10\ \mu m$) zeigten an zwei Tagen Überschreitungen des Grenzwertes von 0,20 mg/m³ als Tagesmittelwert, was eindeutig auf die Staubquelle Steinbruch/Kieswerk zurückzuführen war. Meßergebnisse eines parallel betriebenen High Volume Samplers (der auch die Konzentration von Staub mit Korndurchmessern bis ca. 25 µm erfaßt) lagen oft mehr als doppelt so hoch wie die Konzentrationswerte von Schwebstaub allein.

Der Endbericht wird 1991 den Bezirksbehörden als Grundlage für weitere Entscheidungen zugehen.

2.4.3 Bestimmung von Schwermetallen in Staubniederschlägen in der Umgebung eines Zementwerkes in Gmunden (OÖ)

Das Umweltbundesamt wurde beauftragt, für das Amt der Oberösterreichischen Landesregierung Staubniederschlagsproben aus dem Raum Gmunden auf die Schwermetalle Blei, Cadmium, Zink und Thallium zu analysieren.

Diese Messungen wurden im Rahmen des Probebetriebes der thermischen Entsorgung brennbarer Flüssigabfälle von einem Beirat, der sich aus Vertretern lokaler Bürgerinitiativen, der Behörden und der Betreiber des Zementwerkes konstituierte, gefordert.

Das Amt der Oberösterreichischen Landesregierung betreibt ein in der Umgebung des Zementwerkes der Firma Hatschek AG errichtetes Depositionsmeßnetz von 32 Meßstellen. Daraus wurden von der Abteilung Immissionsschutz des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung 15 Stellen ausgewählt, von welchen die Staubniederschläge von jeweils 28 Tagen an das Umweltbundesamt zur Analyse übermittelt wurden. Die Messungen erfolgten von März 1989 bis August 1989.

Trotz des Untersuchungszeitraumes von sechs Monaten ermöglichten die Ergebnisse jedoch keine eindeutige Aussage über den Emittenten. Der Verlauf der Konzentrationen ist bei jeder Periode und jedem Element unterschiedlich und zeigt keine signifikanten Maxima.

Diese Ergebnisse stehen im Einklang mit früheren, vom Amt der Oberösterreichischen Landesregierung durchgeführten Untersuchungen.

Tab. 2: Cadmium (Meßergebnisse in µg pro m^2 und Tag)

Probe–Nr.	Probenahme					
	1.	2.	3.	4.	5.	6.
1 – 3	0,5	0,8	0,4	0,1	1,2	0,9
2 – 4	0,8	0,6	0,5	0,1	7,1	0,8
3 – 5	0,4	0,4	0,1	0,1	9,8	1,1
4 – 30	0,5	0,4	0,4	0,2		1,1
5 – 29	0,7	0,8	0,4	0,1	0,4	1,2
6 – 24	0,7	0,5	0,1	< 0,1		1,1
7 – 21	0,6	0,6	0,3	0,1	0,3	1,0
8 – 20	0,8	0,6	0,4	0,1	0,3	1,1
9 – 19	0,4	0,5	0,2	0,1	2,7	0,7
10 – 28	0,6	1,6	0,2	0,2	0,3	1,7
11 – 17	0,8	0,4	0,2	0,1	0,3	1,2
12 – 25	0,4	0,5	0,1	0,3	0,2	1,1
13 – 16	1,2	0,8	0,1	0,1	0,3	1,0
14 – 6	0,8	0,6	0,4	0,1	0,3	0,9
15 – 31	0,4	0,5	0,2	0,1	0,2	0,9

Tab. 3: Blei (Meßergebnisse in µg pro m^2 und Tag)

Probe–Nr.	Probenahme					
	1.	2.	3.	4.	5.	6.
1 – 3	23,3	3,8	5,6	7,8	1,7	3,7
2 – 4	72,9	6,5	8,7	2,6	3,0	12,7
3 – 5	10,4	10,0	5,4	6,3	4,2	28,7
4 – 30	26,8	9,3	5,5	18,2		13,7
5 – 29	61,3	13,8	4,0	10,7	3,0	13,1
6 – 24	34,5	16,2	1,9	3,3		14,2
7 – 21	38,2	18,0	7,3	11,0	1,5	10,1
8 – 20	32,6	13,9	7,2	7,8	2,3	11,5
9 – 19	18,9	16,9	7,7	7,1	2,8	1,3
10 – 28	27,4	45,3	4,9	16,9	3,3	80,0
11 – 17	35,0	4,8	4,2	12,8	3,1	20,3
12 – 25	15,6	3,9	4,3	18,4	2,5	18,3
13 – 16	61,4	10,1	4,0	18,3	3,3	13,4
14 – 6	32,7	12,2	9,3	12,2	3,6	14,0
15 – 31	33,9	4,0	3,2	11,6	3,7	21,1

Tab. 4: Zink (Meßergebnisse in µg pro m^2 und Tag)

Probe–Nr.	Probenahme					
	1.	2.	3.	4.	5.	6.
1 – 3	69	163	25	24	63	< 10
2 – 4	120	330	49	27	693	14
3 – 5	29	48	42	29	52	56
4 – 30	57	48	43	64		26
5 – 29	79	59	48	40	60	11
6 – 24	66	92	15	14		37
7 – 21	48	49	37	43	35	26
8 – 20	49	73	58	52	81	37
9 – 19	37	65	51	54	391	< 10
10 – 28	55	73	32	63	103	169
11 – 17	68	36	39	61	59	63
12 – 25	32	44	35	81	44	330
13 – 16	91	276	280	320	101	50
14 – 6	326	69	69	53	231	20
15 – 31	59	31	16	34	60	59

Tab. 5: Thallium (Meßergebnisse in µg pro m^2 und Tag)

Probe–Nr.	Probenahme					
	1.	2.	3.	4.	5.	6.
1 – 3	0,026	0,126	0,049	< 0,1	< 0,1	< 0,1
2 – 4	0,149	0,067	0,063	< 0,1	< 0,1	< 0,1
3 – 5	0,073	0,073	0,040	< 0,1	< 0,1	< 0,1
4 – 30	0,028	0,060	0,049	< 0,1	< 0,1	< 0,1
5 – 29	0,094	1,501	0,130	< 0,1	< 0,1	< 0,1
6 – 24	0,087	0,059	< 0,010	< 0,1	< 0,1	< 0,1
7 – 21	0,032	0,057	0,010	< 0,1	< 0,1	< 0,1
8 – 20	0,037	0,029	0,047	< 0,1	< 0,1	< 0,1
9 – 19	0,055	0,042	0,050	< 0,1	< 0,1	< 0,1
10 – 28	0,054	0,043	0,073	< 0,1	< 0,1	< 0,1
11 – 17	0,060	0,129	0,049	< 0,1	< 0,1	< 0,1
12 – 25	0,040	0,063	0,079	< 0,1	< 0,1	< 0,1
13 – 16	0,043	0,083	0,062	< 0,1	< 0,1	< 0,1
14 – 6	0,148	0,076	0,102	< 0,1	< 0,1	< 0,1
15 – 31	0,042	< 0,010	0,085	< 0,1	< 0,1	< 0,1

2.5 Verkehrsunternehmen

2.5.1 Untersuchungen auf Mineralölkontaminationen im Bereich von ÖBB–Gleisanlagen (Sbg)

Da im Bereich der Bahnhöfe Saalfelden und Zell am See Mineralölverunreinigungen in den Böden festgestellt wurden, wandte sich das Amt der Salzburger Landesregierung mit dem Ersuchen um Amtshilfe an das Umweltbundesamt. Im Rahmen des Projektes sollten sämtliche für eine Kontamination durch Erdölprodukte in Frage kommenden Flächen im Bereich von Anlagen der ÖBB im Bundesland Salzburg einem Lokalaugenschein unterzogen werden. Bei Verdachtsflächen sollten Nutsondierungen vorgenommen werden und bei organoleptischer Auffälligkeit entsprechende chemische Analysen durchgeführt werden. Seit Juli 1989 ist das Umweltbundesamt an den Untersuchungen beteiligt. Folgende Bahnstrecken wurden im Bereich der Bahnhöfe einem Lokalaugenschein unterzogen und im Bedarfsfall beprobt:

a)* Westbahnstrecke Salzburg – Wien (Bereich Hallwang – Elixhausen bis Straßwalchen)

b)* Bahnanlagen im Stadtgebiet von Salzburg:
Richtung Gnigl – Rosenheim
Richtung Gnigl – Kasern
Richtung Gnigl – Wörgl

c) Lokalbahn Salzburg – Lamprechtshausen

d) Lokalbahn Bürmoos – Trimmelkam

e)* Pinzgauer Lokalbahn (Bereich Zell am See bis Krimml)

f)* Lend – Zell am See

g) Zell am See – Hochfilzen

h) Steindorf b. Straßwalchen – Braunau

i) Unzmarkt – Tamsweg

Nutsondierungen erfolgten bisher bei den mit "*" bezeichneten Bahnanlagen. Analysen von organoleptisch auffälligen Bodenproben aus den angeführten Bereichen bestätigten deren Kontamination durch Mineralölprodukte.

Westbahnstrecke zwischen Hallwang – Elixhausen und Straßwalchen:

Im Bereich des Bahnhofs Seekirchen erwies sich das Erdreich in unmittelbarer Nähe zu einer Abfüllanlage für Mineralöl als kontaminiert. Die Konzentration der Kohlenwasserstoffe nimmt mit der Tiefe der Bohrung stark ab und weist in 2–3 m Tiefe ca. 20 % der in 1,40 m Tiefe gemessenen Konzentration auf.

Probe	*Tiefe*	*Konzentration d. CH mg/kg*
Seekirchen 1a	*1,40 m*	*513*
Seekirchen 1b	*2,80 m*	*114*

Von drei im Bereich des Bahnhofs Straßwalchen gezogenen Proben zeigten zwei Proben keine Besonderheiten, die dritte Probe wich in ihrem Kohlenwasserstoffgehalt von 145 mg/kg leicht von der Referenzkategorie ab. Eine massive Kontamination ist daraus nicht abzuleiten.

Salzburg Hauptbahnhof:

Im Bereich der Remise I wurden massive Mineralölkontaminationen festgestellt. Der Boden beim Avanti–Tanklager wies ebenfalls massive Kontaminationen durch Mineralölprodukte auf.

Probe	*Konzentration d. CH mg/kg*
Sbg Hbf 6:	*1.152*
Sbg Hbf 7:	*1.112*
Sbg Hbf 8:	*1.538*
Sbg Hbf 13:	*1.172*
Sbg Hbf 19:	*1.322*
Sbg Hbf 21:	*4.435*
Sbg Hbf 22:	*511*
Sbg Hbf 29/30:	*209*
Avanti 1:	*2.084*
Avanti 2:	*360*
Avanti 3:	*1.526*

Die hohen Meßwerte in diesen Bereichen sind auf die dort befindlichen Umfülleinrichtungen zurückzuführen. Andere untersuchte Proben wiesen in Bezug auf die Referenzkategorie nur mindere oder geringe Belastungen durch Kohlenwasserstoffe auf.

Pinzgauer Lokalbahn:

Von sieben im Bereich der Bahnhöfe Zell am See, Uttendorf sowie Krimml gezogenen Proben wiesen die drei in Zell am See genommenen Proben hohe Belastungen durch Kohlenwasserstoffe auf.

Probe	*Konzentration d. CH mg/kg*
Zell 2.0	*1.147*
Zell 2.1	*2.637*
Zell 3	*1.135*

Die in Uttendorf und Krimml entnommenen Proben wiesen Mineralölgehalte unter 100 mg/kg auf.

Bahnstrecke Lend – Zell am See:

Aufgrund organoleptischer Bewertung zahlreicher durch Nutsondierungen gewonnener Proben im Bereich von Bahnhöfen dieser Gleisstrecke erwies sich eine Probe im Bereich des Bahnhofs Bruck – Fusch als kontaminationsverdächtig. Die chemische Analyse bestätigte mit 4.830 mg/kg CH eine massive Kontamination durch petrochemische Produkte.

Bewertungsschlüssel:

Die Mineralölgehalte sind in Milligramm Kohlenwasserstoffe (bezogen auf Squalen als Referenzkohlenwasserstoff) pro Kilogramm Bodenproben–Trockenmasse angegeben.

Da in Österreich Grenzwerte für Mineralölgehalte in Böden nicht existieren, wurden im Ausland (Bundesrepublik Deutschland) geltende Grenzwerte herangezogen (Bezug: Leitfaden Bodensanierung der Niederlande, 4.11.1988).

Nach diesem Leitfaden entspricht der Prüfwert A (50 mg/kg) in etwa den natürlichen Hintergrund–Konzentrationen. Die Prüfwerte B (1.000 mg/kg) und C (5.000 mg/kg) stellen Grenzwerte für die umfassende Untersuchung bzw. Sanierung der Verdachtsflächen dar.

2.5.2 ÖBB–Seebachbrücke in St. Magdalen (Ktn) – Kontrolle von Lärmschutzeinrichtungen

Anrainerbeschwerden über unerträgliche Lärmbelästigung im Nahbereich der Seebach–Eisenbahnbrücke in St. Magdalen bei Villach haben die Österreichischen Bundesbahnen veranlaßt, eine schalltechnische Sanierung der Brücke im Rahmen eines Lärmschutzpilotprojektes durchzuführen.

Beim Brückentragwerk handelt es sich um eine Stahlkonstruktion mit offener Fahrbahn, eine Konstruktion mit äußerst ungünstigem Geräuschverhalten. Die Rad–Schiene–Schwingungen werden fast ungedämpft als Körperschall in die Hauptträger übertragen und von diesen großflächig als Luftschall abgestrahlt.

Die schalltechnische Sanierung bestand im Austausch der vorhandenen Schienen gegen solche mit kunststoffbeschichteten Stegen und im Ersatz der Stahlblechplatten zwischen den Gleisen durch Holzlatten.

Um die Sanierungsmaßnahmen schalltechnisch beurteilen zu können, hat das Umweltbundesamt in einer begleitenden Untersuchung durch Schallemissionsmessungen und Frequenzanalysen sowie Lautheitsanalysen die Wirksamkeit der gesetzten Maßnahmen ermittelt.

Im Zuge der zweiphasigen schalltechnischen Sanierung wurde je eine Meßserie durchgeführt, wobei die Vorbeifahrt eines Testzuges bei verschiedenen Geschwindigkeiten aufgenommen wurde.

Als Meß– und Beurteilungsgrößen wurden der energieäquivalente Dauerschallpegel, die Lautheit und die Steilheit der Pegelanstiegsflanken herangezogen.

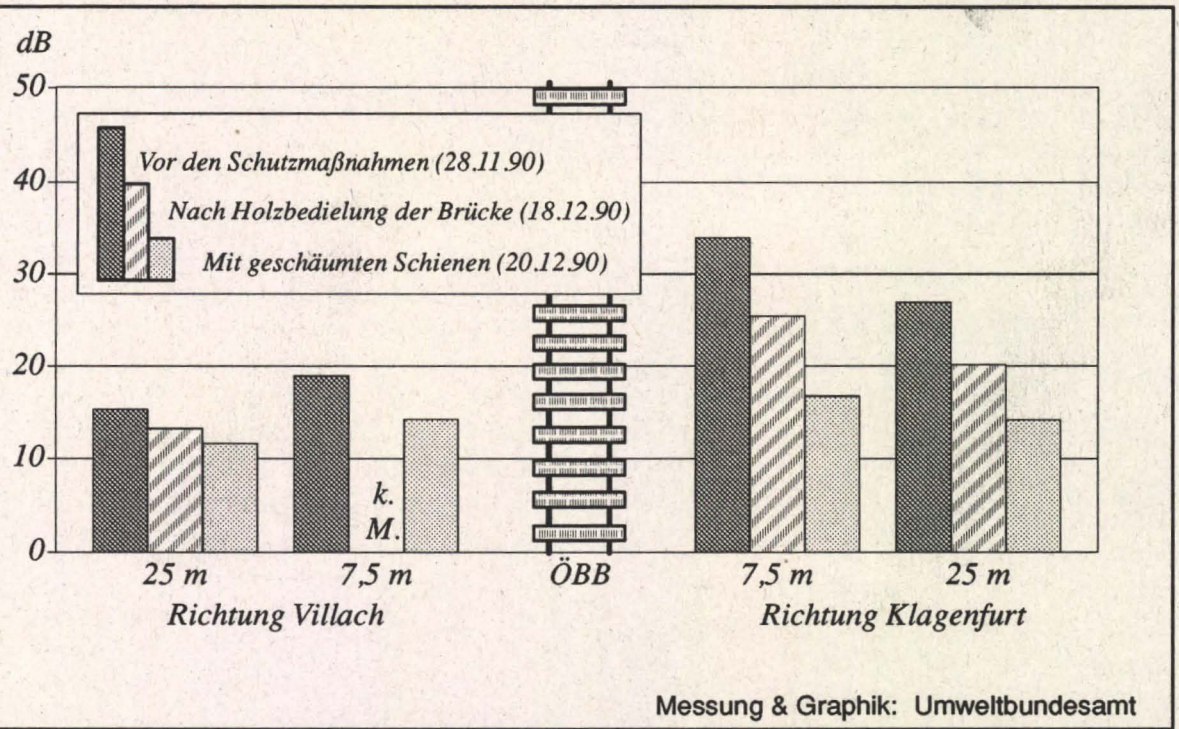


Abb. 1: Pegelanstieg (innerhalb von 1 Sekunde vor dem Höchstwert, bei 80 km/h) in verschiedenen Entfernungen von den Gleisanlagen der Seebachbrücke vor und nach Durchführung der Lärmschutzmaßnahmen

Als Ergebnis der Untersuchung ist festzuhalten, daß die schalltechnische Sanierung der Seebachbrücke je nach Meßabstand und Geschwindigkeit des Zuges eine Abnahme des Dauerschallpegels von 4 bis 9 dB bzw. eine Abnahme der Lautheit um 30 bis 40 % zur Folge hatte. Es hat sich gezeigt, daß die Abnahme sowohl des Dauerschallpegels als auch der Lautheit bei höheren Geschwindigkeiten größer ausfällt als bei geringen Geschwindigkeiten. Die Pegelabnahme in den Anstiegsflanken hat sich als nur bedingt brauchbares Beurteilungskriterium herausgestellt, da keine einheitlichen Trends erkennbar waren.

2.6 Sonstige Betriebe

2.6.1 Belastung von Oberflächen– und Grundwasser durch einen Textilveredlungsbetrieb, Fallstudie Groß–Siegharts (NÖ)

In den Morgenstunden des 23. Dezembers 1988 flossen nach Angaben des Vereins "Lebensraum Waldviertel" ca. 200 l Heizöl schwer in den Sieghartser Bach. Vereinsmitglieder zogen Proben und baten das Umweltbundesamt, diese zu untersuchen. Eine Überblicksuntersuchung zeigte, daß das Wasser stark mit Mineralölprodukten und anorganischen Salzen belastet war. Die Wasserverunreinigung durch Heizöl schwer wurde durch einen in Groß–Siegharts ansässigen Textilveredlungsbetrieb verursacht, der u.a. Viskose, Polyester, Mischfasern und Baumwolle färbt.

Der Prokurist der Firma teilte dem Umweltbundesamt später mit, daß aufgrund eines Betriebsunfalles bei der Entfernung eines Heizkessels ca. 100 l Heizöl schwer in den Sieghartser Bach geflossen seien. Die von der Behörde in diesem Zusammenhang angeordneten Auflagen seien erfüllt worden.

Die ersten Analysenergebnisse veranlaßten das Umweltbundesamt, weitere Beprobungen des Sieghartser Baches und in der Folge auch des Grundwassers durchzuführen.

Die Ergebnisse der Untersuchungen der Probenahmen vor Inbetriebnahme der innerbetrieblichen Abwasserreinigungsanlage (Jänner, März und Mai 1989) zeigten, daß der Sieghartser Bach durch ungeklärtes Abwasser des Betriebes außergewöhnlich stark belastet war. Gleichzeitig wurden in unmittelbarer Umgebung des Textilveredlungsbetriebes mehrere Grundwasserproben entnommen. Dabei konnte teilweise eine anorganische und organische Beeinträchtigung des Grundwassers festgestellt werden.

Auf eine schriftliche Anfrage des Umweltbundesamtes teilte die Bezirkshauptmannschaft Waidhofen an der Thaya am 14. Februar 1989 mit, daß ein Wasserrechtsverfahren anhängig sei. Mit Bescheid des Landeshauptmannes von Niederösterreich vom 26. Mai 1987 wurde die Firma verpflichtet, bis spätestens 20. August 1987 die Einleitung der im Betrieb anfallenden Abwässer in den Sieghartser Bach einzustellen. Nach einer Berufungsentscheidung der Obersten Wasserrechtsbehörde vom 24. Juli 1989 wurde die Erfüllungsfrist mit 31. Oktober 1989 neu festgelegt. Laut wasserrechtlichem Bescheid vom 9. März 1989 wurde der Firma die Errichtung und der Betrieb einer Abwasseranlage bewilligt. Als Frist für die Bauvollendung wurde der 31. August 1989 bestimmt.

Im Juli 1989 begann der Probebetrieb der innerbetrieblichen Abwasserreinigungsanlage.

Da das Abwasser einer Färberei stark mit synthetischen organischen Substanzen belastet sein kann, stellt die Reinigung der anfallenden Abwässer große Anforderungen an die Abwasserreinigungsanlage.

Die produktionsbedingte Vielgestaltigkeit der Textilveredlungsindustrie bedingt eine äußerst unterschiedliche Zusammensetzung der Abwässer: So fallen z.B. beim Waschen von Wolle oder Abkochen von Baumwolle organisch stark verunreinigte, bei der Karbonisation saure, bei der Mercerisation alkalische und bei der Bleicherei chlorhaltige Abwässer an.

Das Abwasser aus Textilveredlungsbetrieben ist generell gekennzeichnet durch:

- große Abwassertagesmengen (mehrere 100 bis mehrere 1.000 m^3 pro Tag);
- eine schwer überschaubare Vielfalt anorganischer und organischer Verbindungen in stark verdünnter Lösung oder Suspension;
- einen mehr oder weniger hohen Anteil refraktärer Abwasserinhaltsstoffe;
- den Gehalt an Tensiden und Komplexbildnern, die Flockungs– und Fällungsprozesse erschweren.

An die einzelnen Verfahren der Abwasserreinigung werden durch zeitlich schwankende Faktoren wie Abwassermengen, pH–Werte, Temperaturen, Farbstoffgruppen, organische Belastung, Detergentien, Salze, Schaumbildner etc. spezifische Anforderungen gestellt.

Um die Belastung des Sieghartser Baches durch den Textilveredlungsbetrieb nach Inbetriebnahme der Abwasserreinigungsanlage zu erfassen, wurde im Oktober 1989 eine neuerliche Probenahme durchgeführt. Dabei mußte festgestellt werden, daß weiterhin stark gefärbtes, organisch und anorganisch hoch belastetes Abwasser der Textilveredlungsfabrik in den Sieghartser Bach gelangte.

Nach Auskunft der Abt. III / 1 der Niederösterreichischen Landesregierung wird seit November 1989 das Abwasser der Textilveredlungsfirma nach Reinigung in der betriebsinternen Abwasseranlage in die Kläranlage Groß–Siegharts eingeleitet.

Im April 1990 sollte anläßlich einer weiteren chemischen Untersuchung des Sieghartser Baches geklärt werden, inwieweit eine Änderung der Wasserbeschaffenheit des Baches als Folge der innerbetrieblichen Reinigung und der nachfolgenden Behandlung der Abwässer in der kommunalen Kläranlage aufgetreten war. Die stichprobenartig durchgeführte Untersuchung zeigte, daß die Belastung des Sieghartser Baches wesentlich verringert werden konnte.

Sieghartser Bach

Die für die beiden Probenahmestellen im Sieghartser Bach (**S 4** und **S 5**) zu verschiedenen Zeitpunkten ermittelten Ergebnisse veranschaulichen die veränderte Situation des Sieghartser Baches unterhalb der Einleitung des Textilveredlungsbetriebes (s. Tab. 1 u. Abb.1–4).

Die Gegenüberstellung der Ergebnisse der vier innerhalb eines Zeitraumes von mehr als einem Jahr vorgenommenen Untersuchungen lassen die nunmehr durch die bescheidgemäße Aufbereitung der Abwässer erfolgte Verbesserung der Wasserbeschaffenheit des Sieghartser Baches deutlich erkennen: aus einem außergewöhnlich stark belasteten wurde ein mäßig bis mäßig stark belastetes Gewässer.

*Tab. 1: Vergleich der Probe **S 4** zu unterschiedlichen Probenahmeterminen (1,5 km unterhalb der Einleitung des Textilveredlungsbetriebes, 10 m oberhalb der Einleitung der Kläranlage Groß–Siegharts)*

Parameter	31. Jänner 1989	9. Mai 1989	10. Oktober 1989	17. April 1990
pH–Wert	7,5	7,7	7,9	9,22
Leitfähigkeit µS / cm	507	580	692	337
Temperatur °C	3,6	15,7	12,7	10,8
Färbung m^{-1}	–	10	13,7	0,2
Calcium mg / l	27,2	–	–	33
Magnesium mg / l	8,1	–	–	8
Natrium mg / l	43,4	–	–	11
Kalium mg / l	3,4	–	–	5
Sulfat mg / l	61	49,7	148	50
Chlorid mg / l	44,1	17,1	35,7	13
Nitrat mg / l	4,8	22,6	4,5	17
Nitrit mg / l	2,27	0,30	0,31	0,12
Ammonium mg / l	10,5	15,7	21,9	0,42
o–Phosphat mg / l	–	1,62	0,95	0,25
Bor mg / l	–	0,04	0,09	0,12
DOC mg / l	20	33	40	4,8
CSB mg O_2 / l *	126	166	164	18
AOX µg Cl / l	16	–	150	15
C–H mg / l	3,8	3,1	3,1	< 0,1
MBAS mg / l	–	2,3	–	< 0,01

**homogenisierte Probe*

*Tab. 2: Vergleich der Probe **S 5** zu unterschiedlichen Probenahmeterminen (7 km unterhalb der Einleitung des Textilveredlungsbetriebes, 5,5 km unterhalb der Einleitung der Kläranlage Groß–Siegharts)*

Parameter	31. Jänner 1989	9. Mai 1989	17. April 1990
pH–Wert	6,8	7,6	8,2
Leitfähigkeit µS / cm	457	354	401
Temperatur °C	0,1	12,6	8,5
Färbung m^{-1}	0,1	0,9	< 0,1
Calcium mg / l	29,7	–	37
Magnesium mg/l	8,9	–	10
Natrium mg / l	32,6	–	19
Kalium mg / l	3,5	–	3
Sulfat mg / l	72	45,7	51
Chlorid mg / l	27,8	9,7	25
Nitrat mg / l	18,1	23,9	34
Nitrit mg / l	2,1	0,27	0,19
Ammonium mg / l	3,8	1,91	0,34
o–Phosphat mg / l	–	0,55	0,27
Bor mg / l	–	0,05	0,13
DOC mg / l	12,1	9,0	5,4
CSB mg O_2 / l *	75	35	27
AOX µg Cl / l	26	7	16
C–H mg / l	0,85	< 0,1	< 0,1
MBAS mg / l	–	0,09	0,024

**homogenisierte Probe*

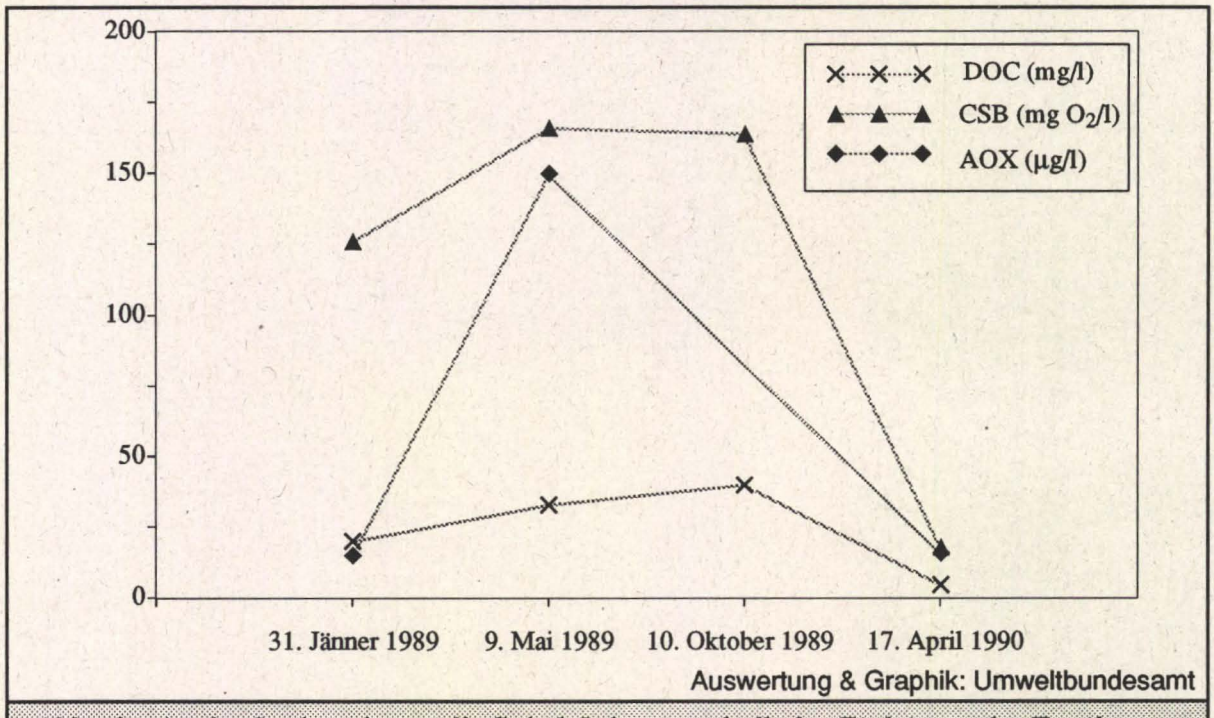


Abb. 1: An der Probenahmestelle S 4 (1,5 km unterhalb der Einleitung des Textilveredlungsbetriebes, 10 m oberhalb der Einleitung der Kläranlage Groß–Siegharts) ermittelte Werte für organische Summenparameter

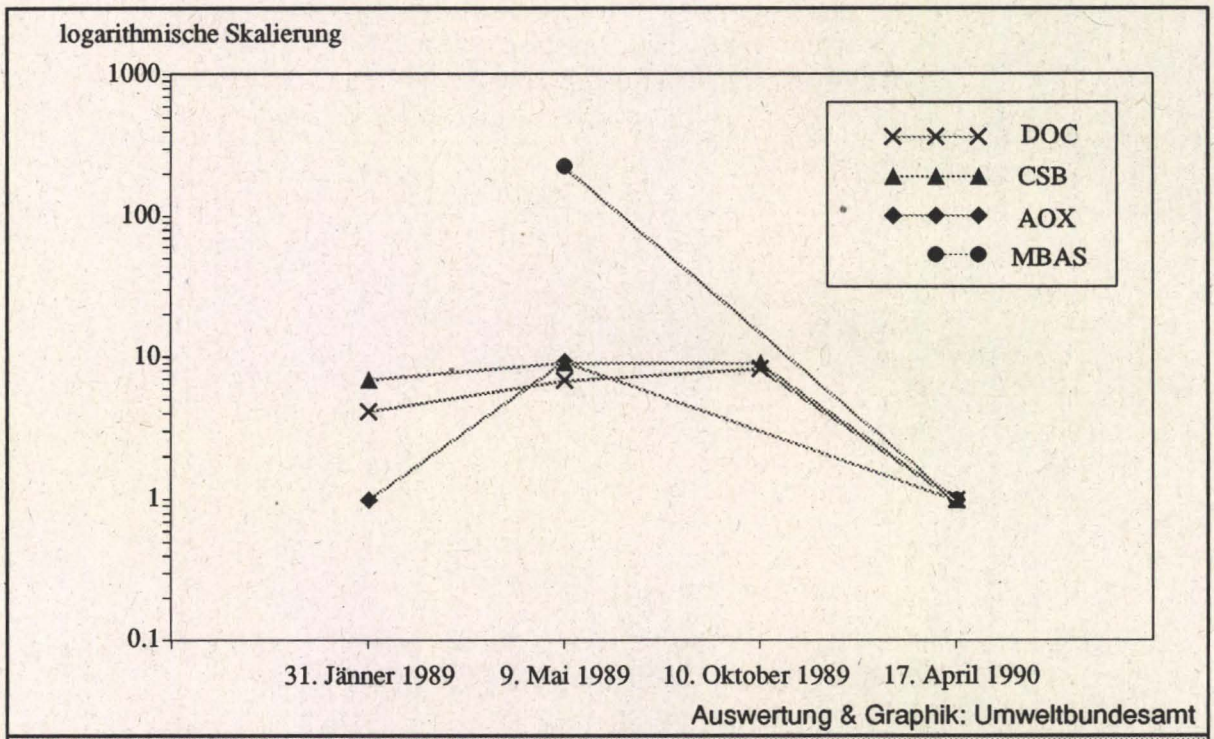


Abb. 2: Relative Werte in bezug auf die am 17. April 1990 entnommene Probe

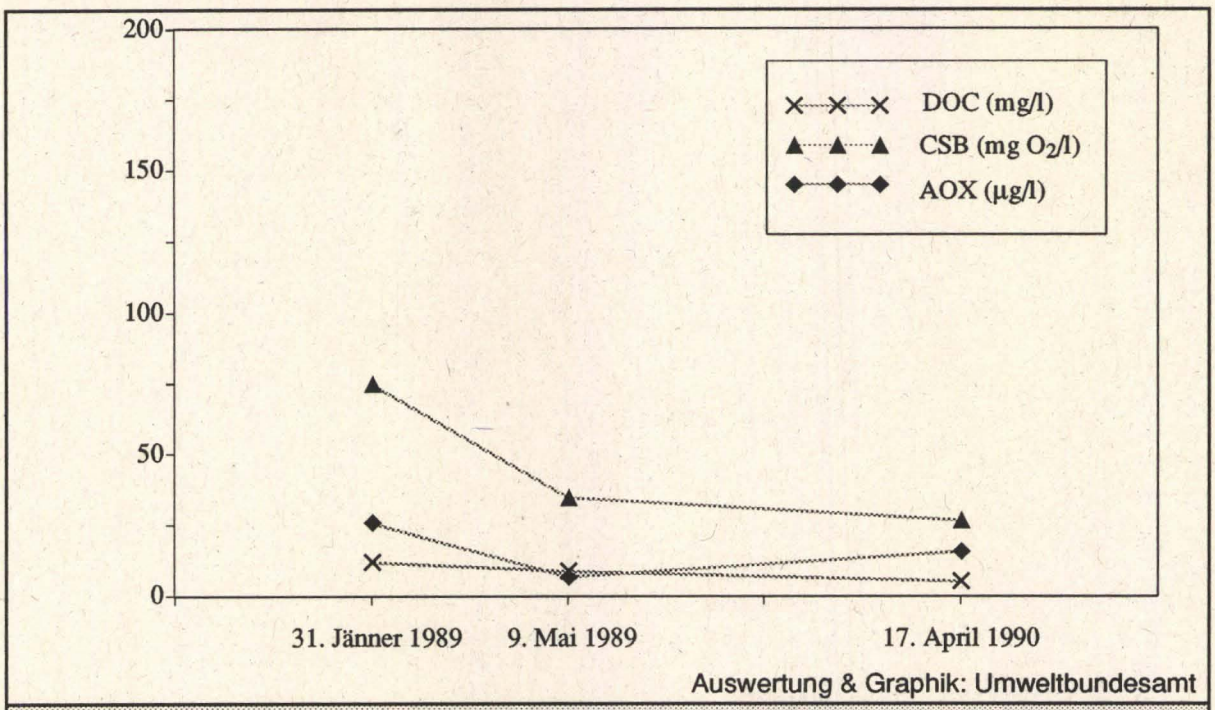


Abb. 3: An der Probenahmestelle S 5 (7 km unterhalb der Einleitung des Textilver–, edlungsbetriebes, 5,5 km unterhalb der Einleitung der Kläranlage Groß–Siegharts) ermittelte Werte für organische Summenparameter

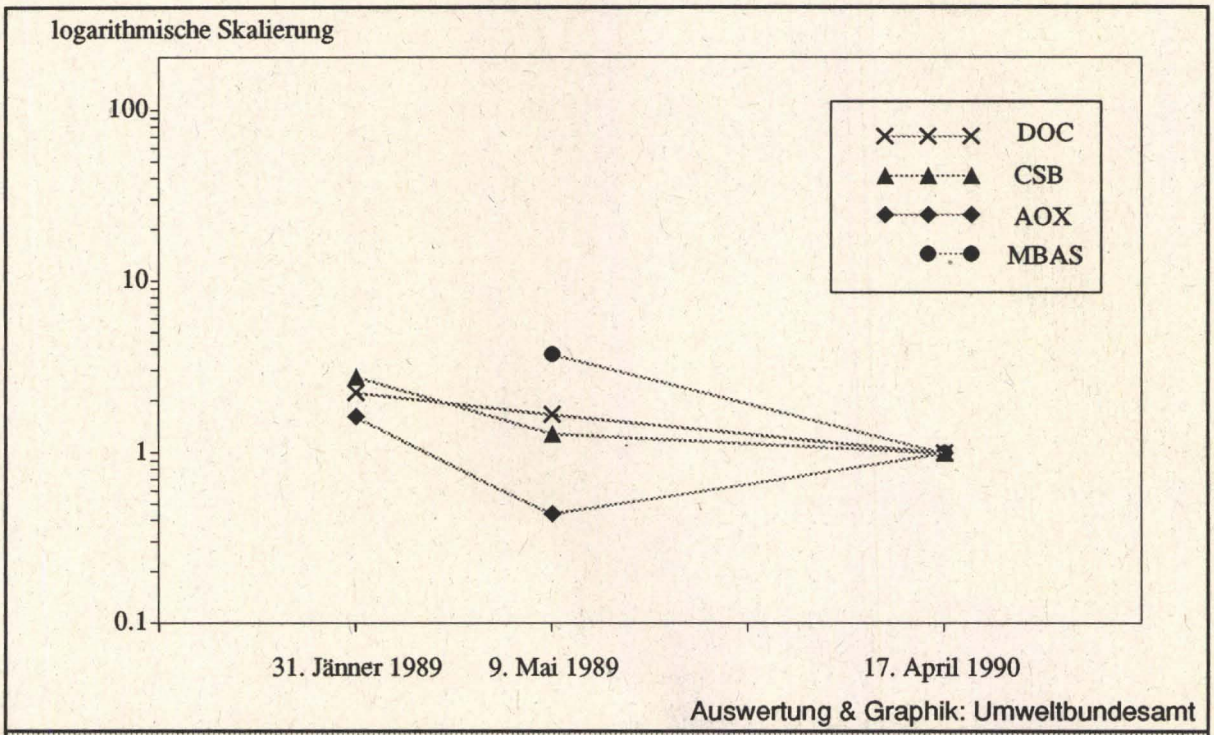


Abb. 4: Relative Werte in bezug auf die am 17. April 1990 entnommene Probe

Grundwasseruntersuchungen

Die chemischen Untersuchungen der 17 Grundwasserbrunnen lassen eine deutliche organische und anorganische Belastung dreier Brunnen erkennen. Der Brunnen **G 3** (ca. 25 m von dem Textilveredlungsbetrieb entfernt) ist wesentlich stärker verunreinigt als die ebenfalls untersuchten benachbarten Brunnen.

Im Zuge der Errichtung der innerbetrieblichen Abwasserreinigungsanlage des Textilveredlungsbetriebes wurde auch ein neuer Sammelkanal installiert, über den die an den unterschiedlichen Betriebsstätten anfallenden Abwässer zusammengeführt und in die Flockungs–Flotationsanlage geleitet werden.

Die vorgenommene Gegenüberstellung der Untersuchungsergebnisse des Wassers aus dem Brunnen **G 3** als der am stärksten die Belastung widerspiegelnden Meßstelle zeigt, daß nach Durchführung der innerbetrieblichen Maßnahmen eine Verringerung der Beeinträchtigung des Grundwassers an dieser Stelle zu verzeichnen ist (s. Tab. 3 u. Abb. 5).

Durch diese Untersuchungen wurde die Beeinträchtigung von Oberflächen– und Grundwasser durch einen Textilveredlungsbetrieb in verschiedenen Ausbaustufen der Abwasserreinigung aufgezeigt. Aus den Analysenergebnissen ist zu erkennen, daß bei ordnungsgemäßer Reinigung der Betriebsabwässer (betriebseigene Abwasserreinigungsanlage, Einbeziehung der Ortskläranlage) der Vorfluter nur mäßig belastet wird.

UMWELTBUNDESAMT, 1990: Belastung von Oberflächen– und Grundwasser durch Textilveredlungsfabriken. Fallstudie Großsiegharts / NÖ. Monographien 19. Umweltbundesamt, Wien.

*Tab. 3: Vergleich der Untersuchungsergebnisse der Grundwasserprobe **G 3** zu unterschiedlichen Probenahmeterminen*

Parameter	*31.1.1989*	*21.3.1989*	*8.5.1989*	*17.4.1990*
pH–Wert	*6,86*	*6,94*	*6,6*	*7,1*
Leitfähigkeit µS / cm	*1250*	*1408*	*1400*	*805*
Temperatur °C	*11,8*	*11,9*	*12,7*	*13,4*
Färbung m^{-1}	*–*	*13,2*	*–*	*3,9*
Calcium mg / l	*42*	*–*	*–*	*27*
Magnesium mg / l	*11,5*	*–*	*–*	*7*
Natrium mg / l	*214*	*233,3*	*251*	*133*
Kalium mg / l	*1,7*	*4,7*	*4,9*	*3*
Sulfat mg / l	*321*	*441*	*427*	*169*
Chlorid mg / l	*106,5*	*109*	*112,9*	*55*
Nitrat mg / l	*24,1*	*42,4*	*47,7*	*37*
Nitrit mg / l	*0,56*	*–*	*< 0,03*	*0,01*
Ammonium mg / l	*0,36*	*0,1*	*0,18*	*0,63*
DOC mg / l	*12*	*9*	*17*	*11,5*
CSB mg O_2 / l	*192*	*99*	*95*	*31*
AOX µg / l	*220*	*130*	*170*	*190*
C–H mg / l	*0,35*	*0,43*	*0,14*	*0,13*
MBAS mg / l	*–*	*–*	*0,21*	*0,025*

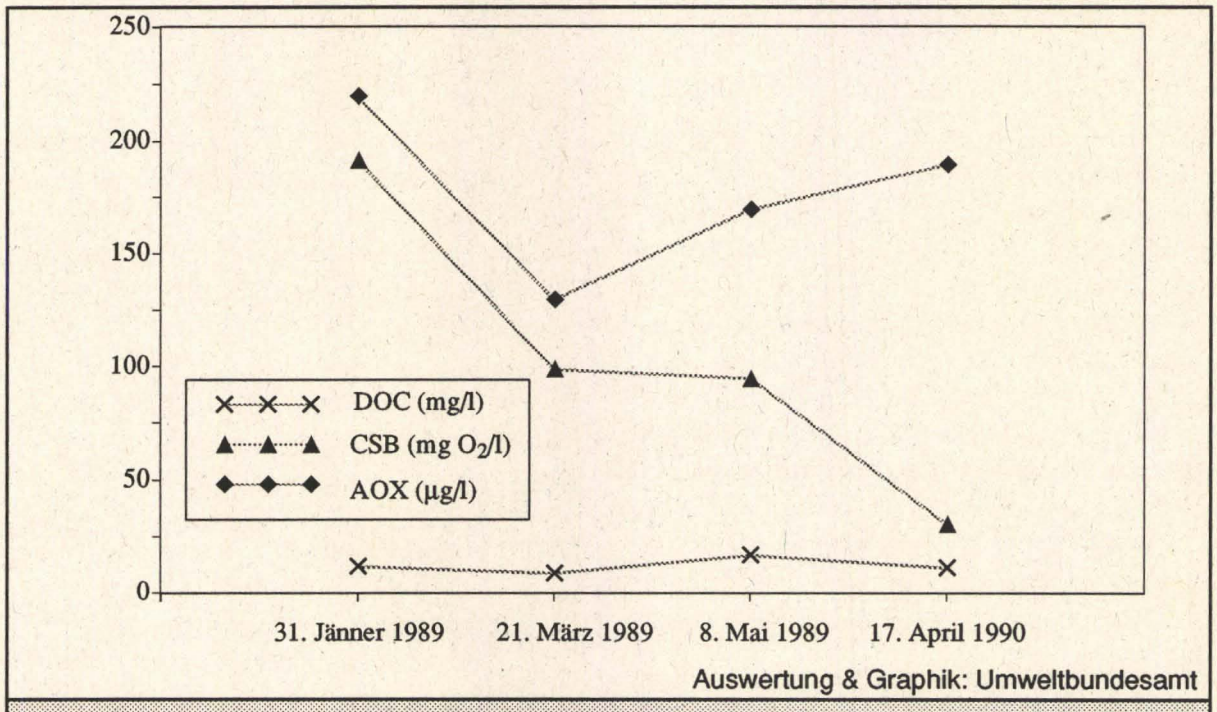


*Abb. 5: An der Probenahmestelle **G 3** (Grundwasserbrunnen ca. 25 m von dem Textilveredlungsbetrieb entfernt) ermittelte Werte für organische Summenparameter*

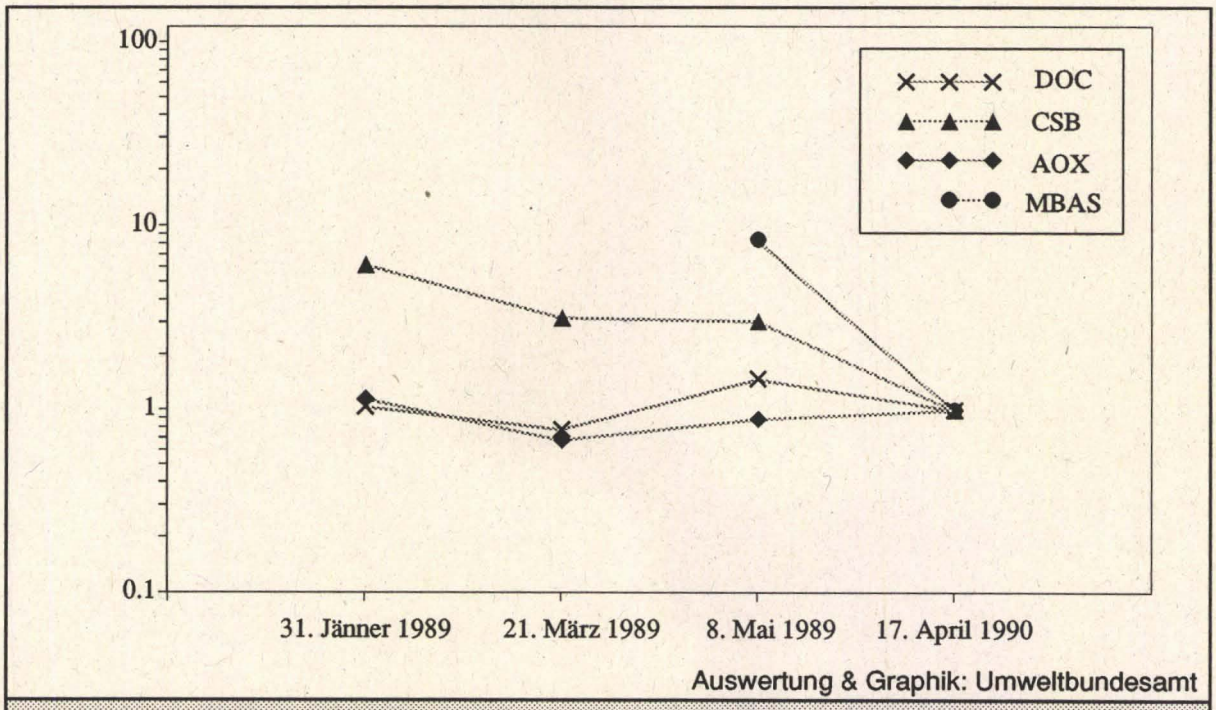


*Abb. 6: Relative Werte in bezug auf die am 17. April 1990 entnommene Grundwasserprobe **G3***

2.6.2 Feststellung der Fluor– und Schwermetallemissionen einer Emailfabrik (Wien)

Auf Ersuchen um Amtshilfe durch das Bundesministerium für Wirtschaftliche Angelegenheiten untersuchte das Umweltbundesamt die Emissionen der Schmelzofenanlage eines Email– und Glasfarbenherstellers auf den Gehalt an Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei, Zink, Arsen, Quecksilber sowie an Bor und Fluor. Die Feststellung der Emissionen war verfügt worden, nachdem der Betreiber gegen erteilte Auflagen, die die Anrainer vor der Gefährdung durch die Auswirkungen der Emissionen seiner Anlage absichern sollten, Berufung eingebracht hatte.

Die zu überprüfende Anlage bestand aus zwei verschiedenen, mit Erdgas zu beheizenden Ofeneinheiten, die wechselweise betrieben werden konnten und aus einem Abgasreinigungssystem. Dieses System arbeitet nach einem Trockenreinigungsverfahren, bei welchem dem Rohgas nach Verlassen des Ofens Kalkhydratstaub zugesetzt wird. Die Schwermetalloxidpartikel, die vom Abgasstrom aus dem Ofen mitgerissen werden, setzen sich größtenteils an der angebotenen Kalkmatrix fest und werden mit dieser in einer pneumatisch selbstreinigenden Textilfiltereinheit vom Abgas getrennt. Das bei diesem Verfahren mit Schwermetallen angereicherte Kalksubstrat ist als überwachungsbedürftiger Abfall zu betrachten und entsprechend zu entsorgen.

Die Untersuchung sollte auf Wunsch des Bundesministeriums für Wirtschaftliche Angelegenheiten nicht nur das Reingas betreffen, sondern auch das Rohgas miteinschließen. Es wurden daher nicht nur die im Reingas enthaltenen Staubmengen erfaßt und analysiert, sondern auch jene aus dem Rohgas. Zusätzlich wurden auch Proben aus dem Filterabscheidegut entnommen. Da nur vom letzteren größere Probenmengen (> 20 g) verfügbar waren, wurden von diesem Preßtabletten hergestellt, sodann ein Screening und anschließend eine quantitative Röntgenfluoreszenzanalyse durchgeführt.

Dieses Abscheidungsprodukt enthielt Konzentrationen bis zu einigen tausend ppm der Elemente Cadmium, Arsen, Blei und Zink. Bei Blei betrug die höchste Konzentration nahezu 4 %.

Die Analyse des Rohgasstaubes und besonders jene des Reingasstaubes zeigte erwartungsgemäß eine weitere Anreicherung der meisten Elemente im Feinstanteil, die durch die Flüchtigkeit und – im Falle des Kupfers – durch die temperaturbedingte Gefügeveränderung bei der Umwandlung von zwei– in einwertiges Kupfer verursacht wurde. Die gemessenen Staubfrachten im Reingas waren jedoch so niedrig (0,1 – 0,2 mg/Nm^3), daß auch die Emissionen der einzelnen Schadstoffe und die ihrer Summe nicht nur die Grenzwerte des Bescheides sondern auch jene der TA–Luft bei weitem unterschritten. Dasselbe Ergebnis lieferten die Bestimmungen des Bor– und des Fluorgehaltes.

Das Umweltbundesamt empfahl jedoch der diesbezüglich anfragenden Behörde, die Installation eines kontinuierlich aufzeichnenden Staubemissionsmeßgerätes, welches bei Überschreiten eines bestimmten Grenzwertes (15 mg/Nm^3) die Anlage automatisch abschaltet, bescheidmäßig vorzuschreiben. Dies schien zum Schutze der Anrainerschaft und der Umwelt deswegen notwendig, da der Betrieb vor Installierung der Gasreinigungsanlage die Umgebung bereits in hohem Maße belastet hatte und eine zu-

sätzliche Belastung keinesfalls geduldet werden durfte.

Ein weiteres Behördenersuchen an das Umweltbundesamt betraf die Emissionsfeststellung an der Kaltentstaubungsanlage des Betriebes. Diese Anlage dient der Reinigung der Abluft, welche in der Umgebung der Mahl– und Siebeinrichtungen aus Gründen des Arbeitnehmerschutzes abgesaugt wird. Seitens der Behörde war dem Betreiber für diese Anlage ein Emissionsgrenzwert von 20 mg Staub pro Nm^3 Abluft auferlegt worden. Dagegen hatte dieser berufen, weil dieser Wert seiner Meinung nach nicht eingehalten werden könne.

Die an der Anlage durchgeführten Messungen lieferten folgendes Ergebnis:

Die Emissionswerte, die über den Zeitraum eines durchschnittlichen Arbeitstages gemessen wurden, lagen mit < 3 mg/Nm^3 weit unter der von der Behörde festgelegten Grenze. Damit war bewiesen, daß der beeinspruchte Grenzwert von 20 mg/Nm^3 ohne weiteres einzuhalten ist.

3 *UMWELTKONTROLLE IM REGIONALEN UND LOKALEN BEREICH*

3.1 Luft

3.1.1 Ozonverteilung im Osten Österreichs (Bgld – NÖ)

Seit Frühjahr 1978 wird an der Meßstelle Illmitz/Burgenland Ozon (O_3) gemessen. Im Laufe der Jahre zeigte es sich, daß vielfach die Meßwerte von Illmitz im Vergleich zu denen anderer österreichischer, aber auch europäischer Meßstellen, erhöht sind. Deshalb wurden vorübergehend im Sommer 1989 vom Umweltbundesamt die Meßstellen Oggau (ca. 11 km Luftlinie von Illmitz entfernt), am Westufer des Neusiedlersees gelegen, und Seibersdorf (ca. 28 km Luftlinie von Illmitz entfernt) in Betrieb genommen, um festzustellen, inwieweit die Meßstelle Illmitz hinsichtlich der erhöhten Werte der Ozonimmissionskonzentration repräsentativ für ein größeres Gebiet ist.

Das Umweltbundesamt betrieb während des ganzen Jahres 1989 im Osten von Österreich Ozon–Meßstellen in Illmitz, Kittsee, am Exelberg und an der Währinger Straße in Wien. In den Monaten Juli bis Oktober bzw. Juli bis November 1989 konnten zusätzlich die erwähnten Meßstellen in Oggau und Seibersdorf betrieben werden.

Abb. 1 zeigt die räumliche Verteilung der Meßstellen. Die Meßstelle Kittsee ist ca. 42 km Luftlinie von Illmitz entfernt, die Meßstelle Währinger Str. 61 km und die Meßstelle Exelberg 67 km. Die Zahlen geben die jeweilige Seehöhe der Meßstelle an.

Die *Farbabbildung nach S. 194* zeigt beispielhaft für die Woche vom 3. bis 9. Juli 1989 den zeitlichen Verlauf der Ozonwerte (Halbstundenmittelwerte) für die einzelnen Meßstellen. Es zeigt sich, daß an den angeführten Meßstellen tagsüber Verlauf und Höhe der Werte vielfach etwa gleich sind; im Vergleich dazu zeigt die Meßstelle Sonnblick (in ca. 3100 m Höhe) praktisch keinen Tagesgang. Diese Übereinstimmung im Konzentrationsverlauf zwischen den Meßstationen ist während der Nachtstunden deutlich geringer.

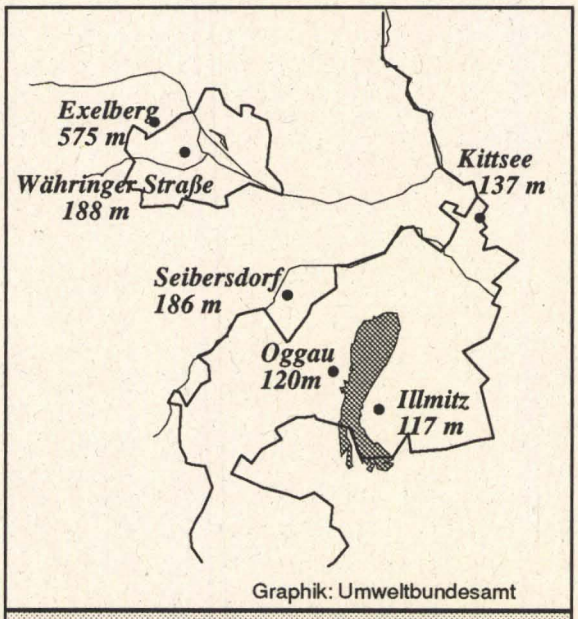


Abb. 1: Vom Umweltbundesamt im Osten Österreichs betriebene Ozonmeßstellen (Sommer 1989)

Zur Beantwortung der Frage, ob, lokal bedingt, in Illmitz höhere Werte auftreten bzw. für welches Gebiet die Werte von Illmitz als repräsentativ angesehen werden können, wurde untersucht, wie sich die Werte voneinander unterscheiden. Dazu wurde der Achtstundenmittelwert (MW8) aus der Tageszeit 9.00 bis 17.00 der Tage Juli bis Oktober 1989 der jeweiligen

Meßstelle herangezogen und den Werten von Illmitz gegenübergestellt (s. Abb. 2).

Dieser Vergleich zeigt, daß

- die MW8 von Oggau mit jenen von Illmitz am besten korrelieren (die Ausgleichsgerade geht praktisch unter 45° durch den Nullpunkt, Korrelationskoeffizient + 0,96);
- die MW8 von Seibersdorf und Kittsee auch noch gut korrelieren (Ausgleichsgerade jeweils unter 40° durch den Nullpunkt; die Werte von Seibersdorf und Kittsee liegen tendenziell jedoch höher als jene von Illmitz; Korrelationskoeffizient jeweils + 0,91);
- interessanterweise auch die MW8 der Meßstelle Währinger Straße mit denen von Illmitz noch signifikant korrelieren (die Ausgleichsgerade unter 44° schneidet die x–Achse bei 10 ppb, Korrelationskoeffizient + 0,86).

Somit ergibt sich, daß die in Illmitz auftretenden erhöhten Werte keine lokale, sondern eine regionale Erscheinung sind und für ein Gebiet von rund 40 km Radius als repräsentativ gelten können.

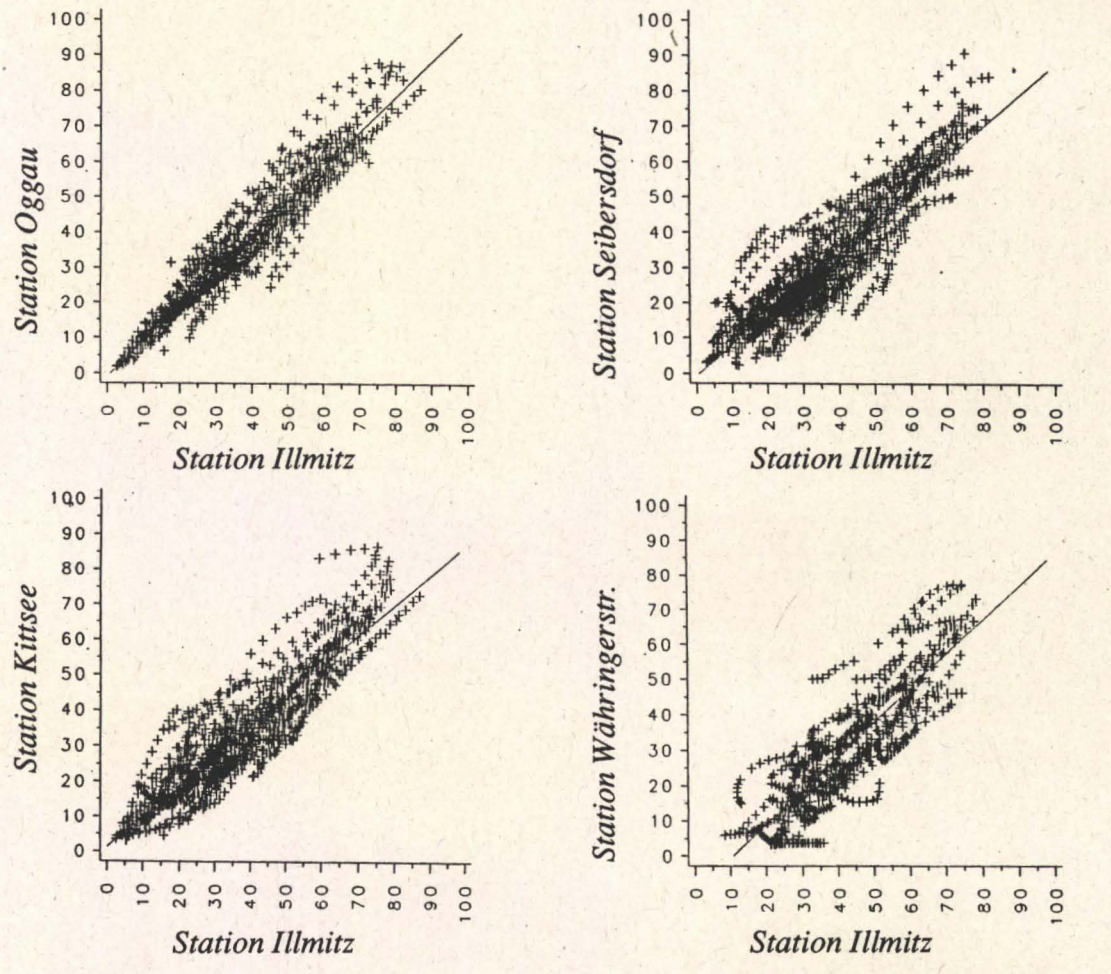
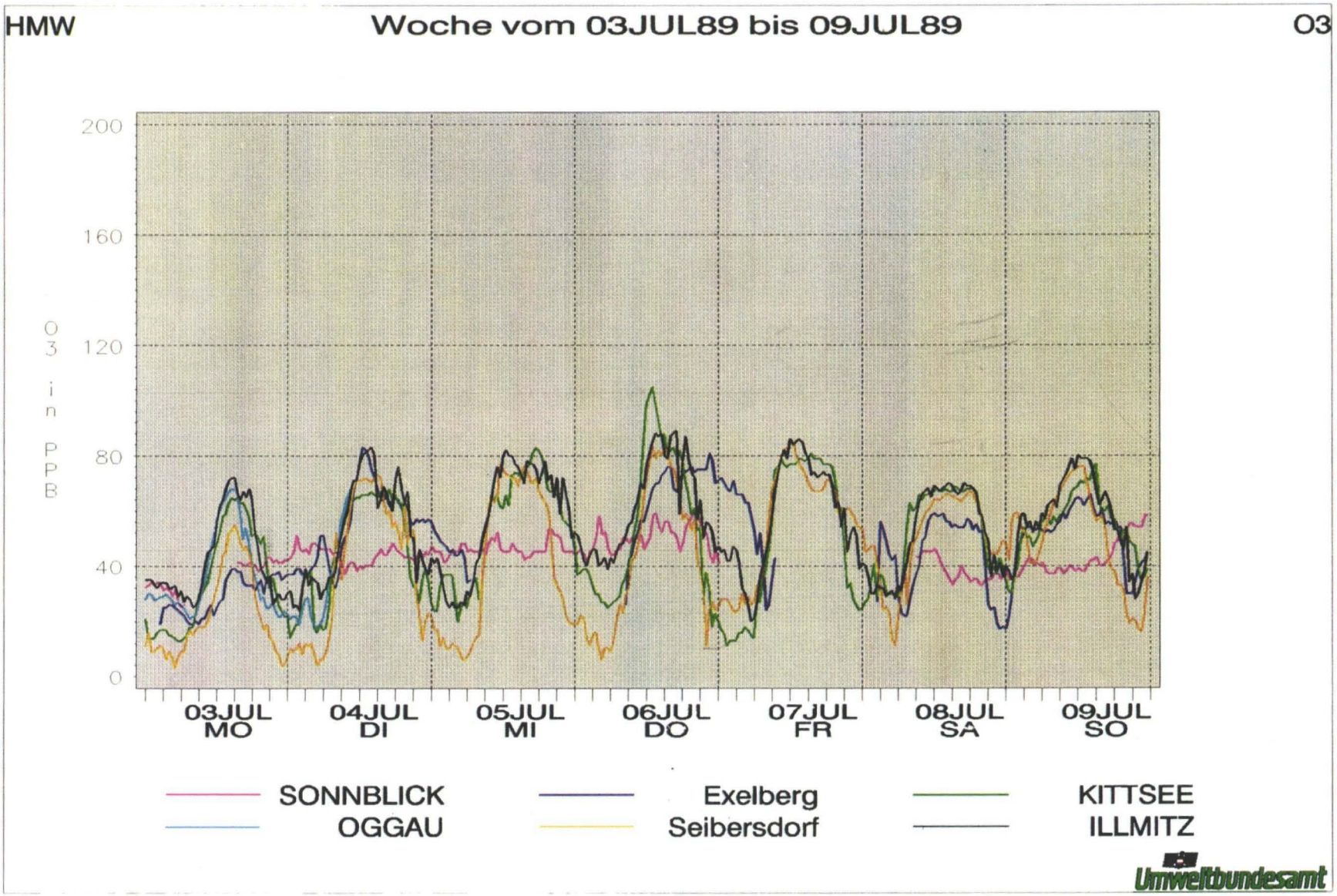


Abb. 2: Ozonwerte an der Meßstelle Illmitz des Umweltbundesamtes (MW 8, Juli bis Oktober 1989) im Vergleich zu den gleichzeitig an den Stationen Oggau, Seibersdorf, Kittsee und Wien–Währingerstraße gemessenen Werten

www.parlament.gv.at



3.1.2 Sondermeßplatz Exelberg (NÖ) – Oxidantienmessungen im Großraum Wien

Durch Immissionsmessungen an der Meßstelle Exelberg sollen zwei Fragen geklärt werden. Einerseits, wie sehr der Wienerwald durch die Flächenquelle Wien bei Südost–Wetterlage belastet wird, und andererseits, wie hoch die Vorbelastung für Wien bei den häufigen Nordwest–Wetterlagen bereits ist.

Das Institut für Analytische Chemie der TU Wien führte Immissionsmessungen an der Meßstelle Exelberg im Auftrag des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz zwischen 1983 und 1986 durch. Diese Messungen wurden im Jahre 1987 in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt fortgesetzt (siehe Erster Umweltkontrollbericht).

Im Untersuchungsjahr 1988 wurde das Auftreten von ausgewählten Photooxidantien wie Ozon, Salpetersäure, Ameisensäure, Salzsäure, Ammoniak und ausgewählten Spurenelementen in Ostösterreich während photochemisch aktiver Perioden beobachtet, also bei Perioden mit hoher Sonneneinstrahlung (sommerliche Schönwetterlagen).

Während dieser photochemischen Perioden traten an den Meßstellen Exelberg und Dürnrohr regelmäßig erhöhte Ozonkonzentrationswerte auf. Der maximale Haldstundenmittelwert betrug im Untersuchungszeitraum 0,364 mg O_3 / m^3, d.h. die empfohlene Vorsorgegrenzkonzentration zum langfristigen Schutz der menschlichen Gesundheit von 0,120 mg O_3 / m^3 wurde um 200 % überschritten. Die Ursache für die erhöhten Ozonwerte lag einerseits in einer hohen Ozonvorbelastung (aus beiden Hauptwindrichtungen) und andererseits in einer Zusatzbelastung durch die Abgasfahne der Region Wien im Bereich von 0,040 bis 0,160 mg O_3 / m^3.

Für Salpetersäure (HNO_3) wurden (ebenfalls aus östlichen und westlichen Windrichtungen ähnliche) Hintergrundkonzentrationen im Bereich von 1 ppb gefunden, mit einer Ausnahme: Am 23.7.1988 lag die HNO_3–Hintergrundbelastung bei Ostströmung bei 2,7 ppb vor Erreichen der Wiener Region. Die Zusatzbelastung aus dem Wiener Raum lag an den leeseitigen Meßorten bei etwa 1 ppb. Dies bedeutet etwa eine Verdoppelung der regionalen Hintergrundbelastung durch die Abgasfahne von Wien.

Stark erhöhte Vorbelastungen waren am 23.7.1988 bei Ostströmung auch für Ameisensäure (HCOOH) die Ursache für sprunghaft angestiegene Konzentrationswerte über 10 ppb. Als Ursache wird wie bei Salpetersäure (HNO_3) und möglicherweise auch bei Ozon (O_3) eine stark belastete Luftströmung aus östlich gelegenen Ballungsgebieten angenommen. Ein Vergleich der Immissionen von HNO_3 und Ameisensäure mit wirkungsbezogenen Immissionsgrenzwerten kann mangels solcher nicht durchgeführt werden.

Die Konzentration von Ammoniak (NH_3) zeigt lokal starke Unterschiede, wobei die höchsten Meßwerte an der Meßstelle im landwirtschaftlich genutzten Gebiet bei Dürnrohr beobachtet wurden.

Für Salzsäure (HCl) wurde ein deutlicher West–Ost–Gradient mit ansteigenden Werten in Richtung Osten beobachtet. Dieses Ergebnis deutet auf erhöhte Quellstärken für Salzsäure in den östlich von Österreich gelegenen Ländern hin.

Zusammenfassend zeigten die Messungen der Meßstelle Exelberg, daß während hochsommerlicher Schönwetterlagen eine Erhöhung der Ozonbelastung festzustellen ist, welche auf die Emissionen des Großraumes Wien zurückzuführen sein dürfte und Erhöhungen der Bela-

stungen durch HNO_3, HCOOH und HCl, die auf weiter östlich gelegene Emittenten zurückzuführen sein dürften. Hingegen ist die Belastung durch NH_3 wahrscheinlich durch lokale Quellen maßgeblich bestimmt.

Lit.: OBER, E.; PUXBAUM, H. (1990): Sondermessplatz Exelberg – Oxidantien–Messungen im Großraum Wien. Reports UBA–90–045. Umweltbundesamt, Wien.

3.1.3 Ozonvertikalprofil im Inntal und begleitende Akustikradarmessungen (Tirol)

Von Anfang Juni 1990 bis März 1991 betrieb das Umweltbundesamt in Zusammenarbeit mit dem Amt der Tiroler Landesregierung / Landesforstdirektion eine Ozonmeßstelle im Raum Innsbruck/Hall. In Verbindung mit zwei Meßstellen des Landes – Hall in Tirol (Inntalboden, im Ballungsraum nahe der Inntalautobahn, Seehöhe 560 m) und Seegrube (Almenregion der Nordkette oberhalb von Innsbruck, Seehöhe 1960 m) – ergab sich ein mäßig geneigtes Hangprofil entlang der nördlichen Begrenzung des Inntales im Raum Innsbruck/Hall.

Im selben Zeitraum hat das Akustikradarsystem des Umweltbundesamtes die Vertikalstruktur der Talatmosphäre des Inntales (Windrichtung und –geschwindigkeit sowie Temperaturschichtung bis in Höhen von 500 m über Grund) von einem Standort etwa in Talmitte bei Hall in Tirol aus gemessen.

Das Meßziel war einerseits die Erfassung der Ozonverteilung im Inntal in den Sommermonaten unter Zuhilfenahme des meteorologischen Vertikalprofils des Akustikradars und andererseits die Auswirkung von herbstlichen und winterlichen Inversionslagen auf die Ozonkonzentration im Vergleich mit Konzentrationen anderer Luftschadstoffe.

Die Ozonmeßstelle des Umweltbundesamtes lag in einer Waldschneise bei der Enzianhütte (Südabhang der Nordkette) in etwa 1100 m Seehöhe. Zur Erfassung des lokalen Windsystems (Hangauf– und –abwinde) sowie der Lufttemperatur und relativen Luftfeuchtigkeit wurden die entsprechenden meteorologischen Meßgeräte betrieben.

Eine erste Sichtung der Meßergebnisse zeigte den engen Zusammenhang von Hangauf– bzw. –abwinden und der Ozonkonzentration. Eine detaillierte Untersuchung wird nähere Aufschlüsse über den Zusammenhang zwischen den meteorologischen Verhältnissen in den unteren Atmosphärenschichten und dem Schadstofftransport aus dem Talraum in die Hangbereiche erbringen.

Die gewonnenen erweiterten Kenntnisse über die Ozonverteilung im Inntal können als eine Grundlage für Maßnahmen zur Emissionsreduktion der Ozon–Vorläufersubstanzen Stickstoffoxide und flüchtige organische Verbindungen herangezogen werden.

3.1.4 Ozonmessungen an der Hintergrundmeßstelle Sonnblick (Sbg)

Am Rauriser Sonnblick befindet sich seit 1886 eine dauernd besetzte meteorologische Beobachtungsstation in 3105 m Seehöhe. Der Neubau dieser meteorologischen Station wurde 1986 eröffnet und bietet nunmehr nahezu ideale Voraussetzungen zur Durchführung von Messungen des Schadstoffgehaltes der freien Troposphäre, d.h. des Bereiches über der bodennahen Reibungs– und Mischungsschicht, ist doch der Rauriser Sonnblick wesentlich weniger touristisch

erschlossen als die Zugspitze in Bayern oder das Jungfraujoch in der Schweiz, beides ebenfalls hochalpine Meßstellen.

In Zusammenarbeit mit der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, dem Sonnblickverein und unter Mitwirkung des Instituts für Analytische Chemie der TU Wien richtete das Umweltbundesamt eine Luftmeßstelle ein. Diese verfügt über eine Probenahmevorrichtung für gasförmige Luftschadstoffe und zwei Probenahmevorrichtungen für Schwebestaub sowie die nötige Infrastruktur zum Einsatz hochempfindlicher Meßgeräte. Zu dieser Infrastruktur zählen elektrische Einrichtungen wie etwa eine unterbrechungsfreie Stromversorgungsanlage und Einrichtungen zur Datenfernübertragung.

Das Umweltbundesamt nahm bereits im Sommer 1988 Messungen der Ozonkonzentration auf. Diese Messungen sind insofern von besonderem Interesse, als internationale Vergleiche zeigen, daß nördlich des Alpenhauptkammes, bezogen auf Europa, besonders hohe Ozonbelastungen auftreten. Meßdaten in Form von Halbstundenmittelwerten liegen seit 1. September 1988 vor; ab 17. Oktober 1989 erfolgten die Messungen mit einem Meßgerät, welches mit einem internationalen Standard abgeglichen worden ist. Die bis zu diesem Zeitpunkt erhaltenen Meßdaten konnten nachträglich korrigiert werden; die Halbstundenmittelwerte können jedoch mit einem etwas größeren Fehler von 10 bis 15 % behaftet sein.

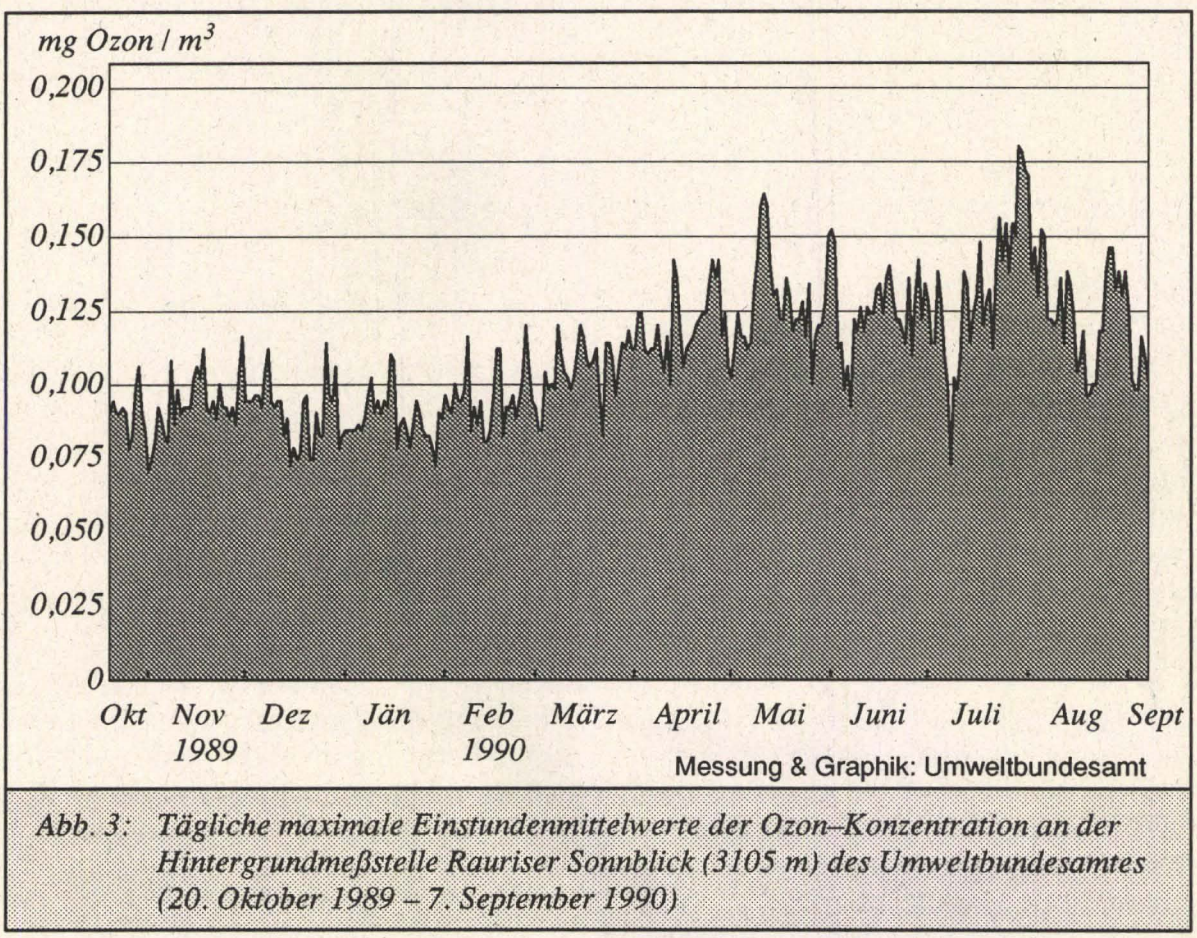


Abb. 3: Tägliche maximale Einstundenmittelwerte der Ozon–Konzentration an der Hintergrundmeßstelle Rauriser Sonnblick (3105 m) des Umweltbundesamtes (20. Oktober 1989 – 7. September 1990)

Bereits diese ersten Messungen zeigen, daß im hochalpinen Bereich der Zentralalpen auch in der freien Troposphäre so hohe Ozonbelastungen auftreten können, daß beispielsweise die von der Österreichischen Akademie der Wissen-

schaften zum langfristigen Schutz der menschlichen Gesundheit festgelegten wirkungsbezogenen Immissionsgrenzkonzentrationen (Halbstundenmittelwert von 0,120 mg/m^3) um bis zu 50 % überschritten werden, wobei der Vergleich von Einstundenmeßwerten mit der Grenzkonzentration auf Basis eines HMW infolge der geringen zeitlichen Variation zulässig ist. Es ist allerdings anzunehmen, daß solche Überschreitungen auch alleine durch den Eintrag von ozonreicher Luft aus höheren Luftschichten auftreten können.

Die Untersuchungen der kommenden Jahre sollen u.a. abklären, welcher Anteil an den Umweltbelastungen den anthropogenen Emissionen zuzuschreiben ist. Seitens des Umweltbundesamtes wurden 1989 zusätzlich Messungen von Kohlendioxid (CO_2) aufgenommen; Messungen von Stickstoffoxiden (NO/NO_2), Wasserstoffperoxid (H_2O_2) und Kohlenmonoxid (CO) sind für 1991 geplant.

Es ist von besonderer Bedeutung für die Ozonmessungen sowie die Messungen der anderen genannten Komponenten am Sonnblick, daß diese in das internationale EUREKA–Projekt "TOR (Tropospheric Ozone Research)" eingebunden werden konnten.

Das TOR–Projekt dient zur Erforschung der Ozonbelastung in der freien Atmosphäre. Es hat eine Laufzeit von zumindest 5 Jahren und es ist zu erwarten, daß die Ergebnisse dieses Projektes das Verständnis für die komplizierten, in der Atmosphäre ablaufenden Prozesse wesentlich erhöhen. Diesem Verständnis kommt angesichts der vielfältigen Bedrohungen des globalen Ökosystems durch die technischen Möglichkeiten des Menschen besondere Bedeutung zu.

3.1.5 Meteorologisches Vertikalprofil im Grazer Becken (Stmk)

Das Umweltbundesamt betrieb in Zusammenarbeit mit dem Amt der Steiermärkischen Landesregierung von Mitte Dezember 1989 bis Ende März 1990 ein Akustikradarsystem in der Stadt Graz (Nähe Brauerei Reininghaus), um das vertikale Windprofil zu erfassen sowie Rückschlüsse auf die Temperaturschichtung ziehen zu können. Dabei wurden Meßwerte aus Höhen bis 500 m über Grund gewonnen.

Die Ergebnisse der Messungen sollen als Eingangsdaten für ein Modell dienen, mit dem aus bekannten Emissionsdaten die zu erwartende Immissionsbelastung abgeschätzt werden kann. Das Modell soll u.a. der Steiermärkischen Landesregierung als Planungsgrundlage für die Ausarbeitung gezielter Maßnahmenpläne zur Emissionsreduktion dienen.

Das lokale Windsystem im Grazer Becken, das sich bei ungestörten Wetterlagen häufig ausbildet (nördliche Winde in der Nacht und am Morgen mit Windgeschwindigkeiten bis maximal 5 m/s bzw. südliche Winde zu Mittag und am Nachmittag mit sehr geringen Windgeschwindigkeiten), konnte oft noch in Höhen von 300 m über Grund nachgewiesen werden.

Das interessanteste Ergebnis dabei war die große vertikale Erstreckung der beteiligten Luftmassen, in die fallweise Inversionsschichten eingelagert waren. Der nächtliche Talauswind ist also wesentlich besser ausgebildet als der Taleinwind (höhere Windgeschwindigkeiten) und hält länger an (im Schnitt zwischen Mitternacht und 8.00 Uhr morgens). Der Taleinwind tritt während des Tages auf, ist weniger gut ausgebildet (wesentlich ge-

ringere Windgeschwindigkeiten) und hat deshalb auch stärker schwankende Richtungen. Die beschriebenen Verhältnisse traten im Prinzip in den unteren meßtechnisch erfaßbaren Atmosphärenschichten gleichzeitig auf.

Die Messungen dienten auch zum Nachweis von vom Boden abgehobenen Inversionen. in Abb. 4 ist ein Beispiel für die Höhe der Inversionsuntergrenze im Zeitraum des Auftretens von Inversionen dargestellt.

Einzelne Wettersituationen mit ausgeprägten Inversionen wurden zusammen mit Luftgütemeßdaten aus dem Raum Graz analysiert, wobei sich der Zusammenhang zwischen dem Auftreten von Inversionen und erhöhten Schadstoffkonzentrationen gut nachweisen ließ.

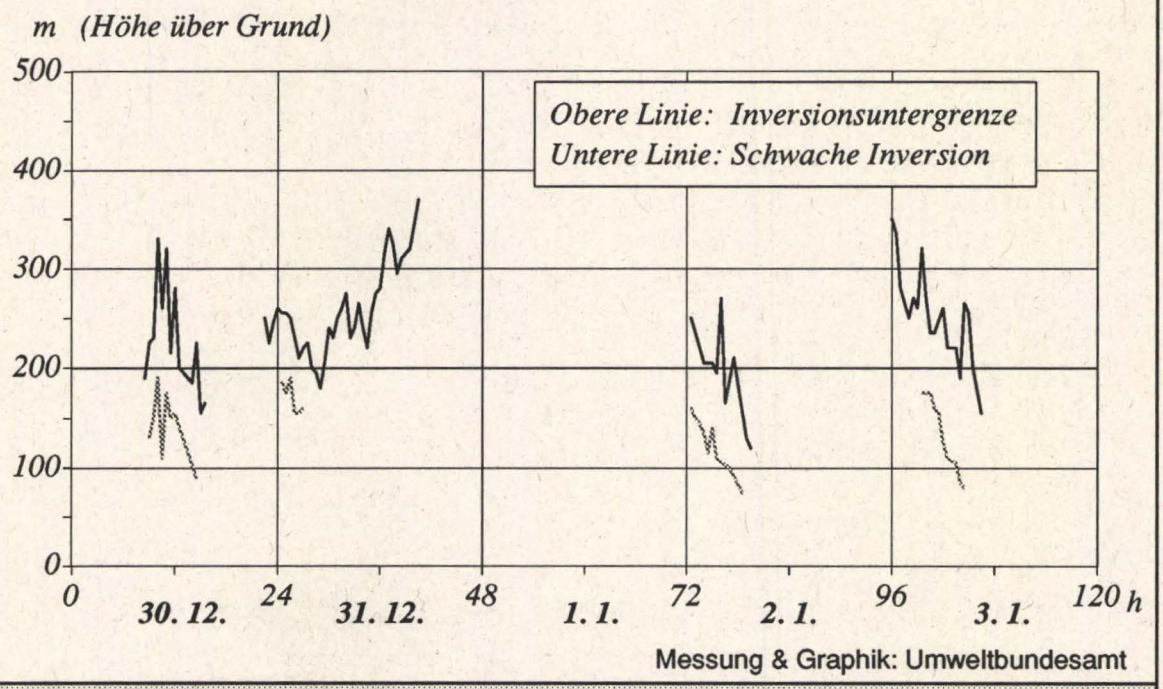


Abb. 4: Höhen der Inversionsschichten im Raum Graz (30.12.1989 – 3.1.1990)

Obwohl der Winter 1989/90 eher untypisch für die Luftsituation in Graz war, konnten durch die Akustikradarmessungen neue Erkenntnisse gewonnen werden, die als Grundlage für ein an der TU Graz erarbeitetes Modell der Ausbreitung von Luftschadstoffen im Raum Graz verwendet werden.

3.1.6 Vergleichende Immissions– und Transmissionsmessungen in Graz (Stmk)

In Graz wurden im Winterhalbjahr 1988/89 besonders hohe NO_2–Belastungen festgestellt, sodaß der Raum Graz zum Belastungsgebiet im Sinne des Smogalarmgesetzes erklärt werden mußte. Zusätzlich zu den bestehenden Immissionsmeßstellen wurden drei weitere Meßstellen zur Erfassung der Stickstoffdioxidbelastung eingerichtet. Im Hinblick auf die Standortwahl fanden umfangreiche Vorerkundungen zur Bestimmung der flächenhaften Verteilung,

unter anderem mit Passivsammlern, statt. Zusätzlich führte das Umweltbundesamt auf Ersuchen der Steiermärkischen Landesregierung im Winter 1988/89 mobile Messungen von Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO_2) durch.

Zur Sicherstellung einer einheitlichen Kalibrierung der Meßgeräte fanden bei dieser Gelegenheit auch Parallelmessungen bei den Grazer Luftmeßstellen statt.

Die Transmissions– und vergleichenden Immissionsmessungen wurden an 10 Tagen zwischen Jänner und Mai 1989 durchgeführt. Die Transmissionsmessungen erstreckten sich über das ganze Stadtgebiet und insbesondere über die westlichen und südlichen Stadtteile.

Bei den Transmissionsmessungen wurde versucht, einen Überblick über die Immissionssituation im Grazer Stadtgebiet zu erhalten und eventuelle Immissionsschwerpunkte zu ermitteln. Die Fahrgeschwindigkeit während der Messung wurde mit ca. 40 km/h relativ konstant gehalten.

Die Transmissionsmessungen ergaben, daß das Verhältnis der Konzentrationen zwischen gering und stark belasteten Gebieten (Stadtrand – Stadtzentrum) bis 1:20 betrug. Erwartungsgemäß war das Stadtzentrum auch Schwerpunkt der Immissionsbelastung. Die Messungen ergaben keine weiteren Belastungsschwerpunkte; die Smogmeßstellen sind somit entsprechend der in Österreich geltenden Richtlinien in Belastungsschwerpunkten positioniert.

Die höchste NO_2–Belastung (0,326 mg/m^3) wurde am 31.1.1989 gefunden, wobei die herrschende Wetterlage (kräftige Inversion und Windstille in Bodennähe) hohe NO_2–Werte begünstigte.

An keinem der Meßtage wurden Meßwerte in der Höhe der Smogalarmwerte erreicht (Voralarmstufe: 0,35 mg/m^3, Alarmstufe I: 0,60 mg/m^3).

Eine austauscharme Wetterlage während eines ganzen Tages trat nur am 31.1.1989 auf. An den Meßtagen im März, April und Mai 1989 hatten zwar morgendliche Absinkinversionen bestanden, die sich aber im Laufe des Vormittags infolge der rasch zunehmenden Einstrahlung bald auflösten.

3.1.7 Smog–Vorerkundung (Ktn – OÖ – Stmk – Tirol)

Das Smogalarmgesetz trat mit 1. Juni 1989 in Kraft. Zu seiner Vollziehung war es notwendig, potentielle Smoggebiete festzulegen. Da aus manchen dieser Gebiete keine ausreichenden Meßdaten vorlagen, wurden ergänzende Vorerkundungsmessungen notwendig.

Das Umweltbundesamt beteiligte sich aktiv an diesen Messungen mit voll bestückten Luftgütemeßcontainern. Die folgende Übersicht zeigt die Gebiete und Zeiträume, in denen UBA–Meßstationen zum Einsatz kamen:

Tab. 1: Luftgütemessungen des Umweltbundesamtes in Vorbereitung der Vollziehung des Smogalarmgesetzes

Gebiet	*Zeitraum*
Linz, Leonding	*Dez. 1987 – April 1989*
Raum Innsbruck–Hall	*Jän. 1988 – Mai 1988*
Voitsberg – Köflach	*März 1988 – März 1989*
	Sept. 1989 – Juli 1990
Graz	*März 1989 – Sept. 1989*
Villach	*April 1988 – Juni 1989*
Wolfsberg	*Juli 1989 – Mai 1990*

Die Ergebnisse wurden umgehend den betroffenen Ämtern der Landesregierungen zur Verfügung gestellt und von diesen gemeinsam mit den übrigen Ergebnissen der von ihnen selbst betriebenen Meßstellen einer Bewertung im Sinne der Ausweisung von Belastungsgebieten unterzogen.

Mit Verordung vom 21. Oktober 1989 ist der Raum Graz, mit Verordung vom 23. Oktober 1989 der Großraum Linz und mit Verordnung vom 17. Jänner 1991 der Großraum Wien als Belastungsgebiet ausgewiesen worden.

3.1.8 HCB–Messungen in der Steiermark

Die Kontamination von Ölkürbiskernen mit Hexachlorbenzol (HCB) ist ein bereits lang bekanntes Problem. So vermutete man Anfang der 80er–Jahre, daß HCB über die Luft antransportiert wird und sich in den Ölkürbiskernen anreichert.

Von der Abt. für Lufthygiene 1984 durchgeführte Immissionsmessungen erbrachten erste Hinweise, daß tatsächlich eine Kontamination der Luft durch HCB vorliegt. Es wurde aber festgestellt, daß diese durch eine bereits bestehende Kontamination des Bodens mitbestimmt werden dürfte (Meßbericht der Abt. für Lufthygiene vom Juli 1985).

Vom Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf wurden in weiterer Folge Untersuchungen über die Aufnahme von HCB durch den Ölkürbis durchgeführt. Im Zuge dieser Untersuchungen wurden nach dem schon 1984 entwickelten Meßverfahren an insgesamt 19 Meßstellen ca. 90 Immissionsmessungen von HCB in Zusammenarbeit von ÖFZS und UBA durchgeführt. Die im Jahr 1988 gemachten Untersuchungen bestätigten grundsätzlich die Ergebnisse von 1984 insofern, als sich wiederum die Meßstelle Dörfl als am stärksten belastet zeigte. Es handelt sich dabei um eine Meßstelle, an welcher Tritifor eingesetzt worden ist. Dieses Pestizid wird bei der Weizensaatgutvermehrung eingesetzt und enthält HCB als Fungizidwirkstoff.

Weiters bestätigten die Immissionsmessungen von HCB im Jahre 1988, daß die jahreszeitlichen Schwankungen für die Mehrzahl der Meßstellen größer sind als die örtlichen Unterschiede, wobei die höheren Werte bevorzugt in den Sommermonaten auftreten.

Die Messungen des ÖFZS bestätigten auch, daß der Gehalt von HCB in den Ölkürbiskernen umso größer ist, je höher er im Boden ist. Allerdings erscheinen noch weitere Untersuchungen erforderlich, um den höchstzulässigen HCB–Gehalt im Boden angeben zu können, der zur Einhaltung eines vorgegebenen maximalen HCB–Gehalts im Öl erforderlich ist. Wenn zuverlässig der Zusammenhang zwischen dem HCB–Gehalt im Boden und dem HCB–Gehalt im Kürbiskernöl bestimmt worden ist, ist vorgesehen, vor dem Anbau von Kürbis den Boden auf seinen HCB–Gehalt zu untersuchen und nur solche Böden zu bebauen, welche die Einhaltung vorgegebener Grenzwerte für den HCB–Gehalt in Kürbiskernöl gewährleisten.

3.1.9 Grenzüberschreitender Schadstofftransport im Raum Preßburg – Kittsee (Bgld)

Schon seit langem gibt es Klagen der Bewohner des Grenzgebietes Österreich–Tschechoslowakei–Ungarn über Belästigungen durch grenzüberschreitende

Luftverunreinigungen aus dem Raum Preßburg, die vor allem bei Luftströmungen aus dem Sektor Ost auftreten. Daher hat das Amt der Niederösterreichischen Landesregierung im Dezember 1986 mit Luftmessungen am östlichen Ortsrand von Hainburg begonnen.

Auf Ersuchen des Bürgermeisters der Marktgemeinde Kittsee im Dezember 1987 und des Bürgermeisters der Stadt Hainburg im Jänner 1988 hat das Umweltbundesamt im Juli 1988 Luftgütemessungen in der Nähe von Kittsee aufgenommen.

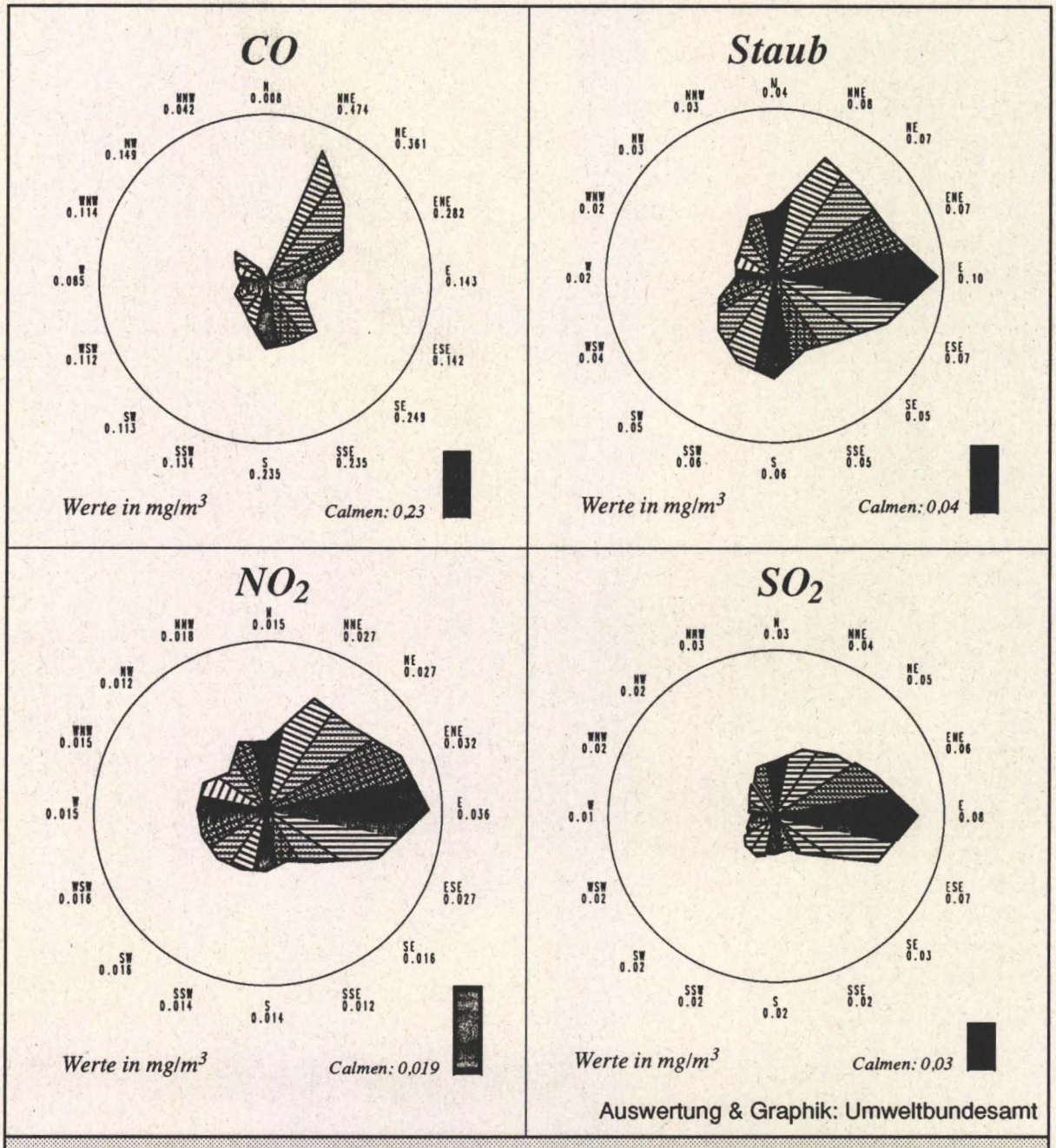


Abb. 5: Schadstoffkonzentrationen in Abhängigkeit von der Windrichtung an der Meßstelle Kittsee des Umweltbundesamtes im Untersuchungszeitraum (1988–1991)

Nimmt man die in der Anlage 2 der Vereinbarung gemäß Art. 15a B–VG (BGBl. 443/1987) genannten Immissionswerte zum langfristigen Schutz der menschlichen Gesundheit als Beurteilungsgrundlage, so ergibt sich für die Meßwerte in Kittsee im Zeitraum von Juli 1988 bis Dezember 1990 folgendes Bild:

Schwefeldioxid in Verbindung mit Staub:
Der Halbstundenmittelwert für Schwefeldioxid von 0,20 mg SO_2/m^3 wurde wiederholt überschritten, nicht jedoch der Tagesmittelwert für Staub (0,20 mg Staub/m^3).

Kohlenmonoxid:
Der Einstundenmittelwert von 40 mg CO / m^3 sowie der Achtstundenmittelwert von 10 mg CO / m^3 wurden nie überschritten.

Stickstoffdioxid:
Der Halbstundenmittelwert von 0,20 mg NO_2 / m^3 wurde nie überschritten.

Der von der Österreichischen Akademie der Wissenschaften zum langfristigen Schutz der menschlichen Gesundheit empfohlene Wert für Ozon von 60 ppb als Halbstundenmittelwert – er ist als wirkungsbezogene Grenzkonzentration zu verstehen – wird vielfach überschritten.

Kohlenwasserstoffimmissionen werden erst seit Februar 1990 gemessen; bis Ende September 1990 traten wiederholt erhöhte Konzentrationen auf (Maximum 1,3 ppm C_xH_y).

Erste Analysen der Daten zeigen, daß immer wieder Belastungsspitzen bei Zuwehungen aus dem Raum Preßburg auftreten. Liegen hingegen Windrichtungen vor, welche keine Zuwehung aus dem Raum Preßburg annehmen lassen, werden geringere Belastungen festgestellt (s. Abb. 5). Dies gilt v. a. für SO_2, NO_2 und Staub; bei Kohlenmonoxid (CO) können auch lokale Emissionsquellen (Hausbrand, KFZ) und Zuwehungen aus anderen Richtungen von Bedeutung sein.

3.1.10 Transmissionsmessungen entlang der ungarischen Grenze (Bgld)

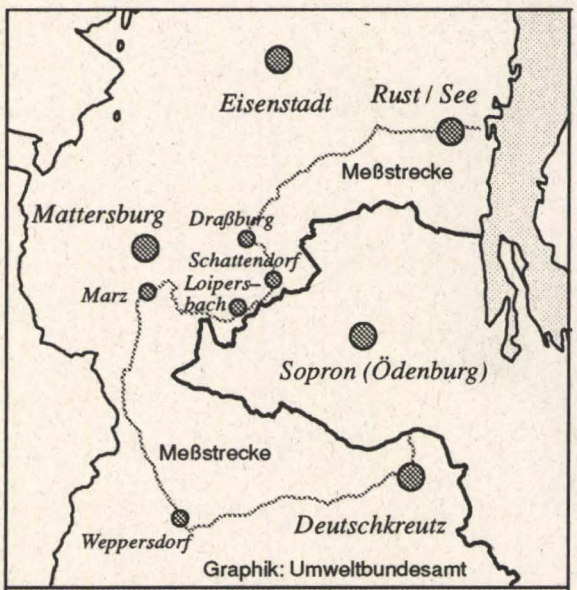


Abb. 6: Transmissionsmessungen des Umweltbundesamtes entlang der ungarischen Grenze

Das Umweltbundesamt führte am 5., 9., 10. und 12. Jänner 1990 Transmissionsmessungen entlang der ungarischen Grenze von Rust/See bis Deutschkreutz durch. Ziel dieser Fahrten war es, etwaige grenzüberschreitende Transmissionen aus Ungarn zu lokalisieren und zu bewerten.

Die Messungen wurden mit einem Meßwagen durchgeführt. Als Fahrtstrecke wurde der – der ungarischen Grenze am nächsten gelegene – Straßenzug gewählt (s. Abb. 6). Die Ansaughöhe der Meßluft lag 1,70 m über dem Fahrbahnniveau.

Am 5. Jänner 1990 wurden ingesamt vier Fahrten durchgeführt; bei den herrschenden Wetterbedingungen – Temperaturen zwischen –5 und –6°C, Ostwinde

mit Geschwindigkeiten zwischen 7 und 9 m/s und leichter Bewölkung – zeigte sich, daß innerhalb eines Bereiches von ca. 20 km, ab Loipersbach (direkt an der Grenze zu Ungarn) bis Weppersdorf (ca. 9 km Luftlinie von der Grenze entfernt) eine Erhöhung der SO_2–Werte von 0,050 mg/m³ auf 0,120 mg/m³ festzustellen war.

Aufgrund der herrschenden Wetterbedingungen war die jeweilige Erhöhung der SO_2–Konzentration mit hoher Wahrscheinlichkeit auf grenzüberschreitende Transmissionen aus Ungarn zurückzuführen. Die Konzentrationen von Stickstoffoxiden blieben unter einem Wert von 0,038 mg/m³.

Am 9. Jänner 1990 wurden insgesamt 7 Meßfahrten entlang der Grenze durchgeführt. Trotz der an diesem Tag vorherrschenden geringen Windgeschwindigkeiten (Ost, 1 m/s) können die an diesem Tag auftretenden Konzentrationserhöhungen von bis zu 0,200 mg SO_2 / m³ auf ungarische Verursacher zurückgeführt werden. Der Höchstwert dieser Meßserie von 0,270 mg SO_2 / m³ wurde in Schattendorf, unmittelbar an der Grenze zu Ungarn festgestellt.

Am 10. Jänner 1990 wurden insgesamt 6 Fahrten durchgeführt, wobei sich meist ein sehr flach verlaufendes Konzentrationsprofil mit Werten zwischen 0,045 und 0,080 mg SO_2 / m³ zeigte. Ein Einfluß größerer Emittenten konnte bei diesen Fahrten nicht festgestellt werden. Bei einer Fahrt wurde im Raum Deutschkreutz der höchste Wert mit 0,150 mg SO_2 / m³ gemessen. Welche Emissionen die Ursache für diese deutlich erhöhten Konzentrationen im Gebiet von Deutschkreutz sind, kann aufgrund der damals herrschenden Windstille nicht gesagt werden.

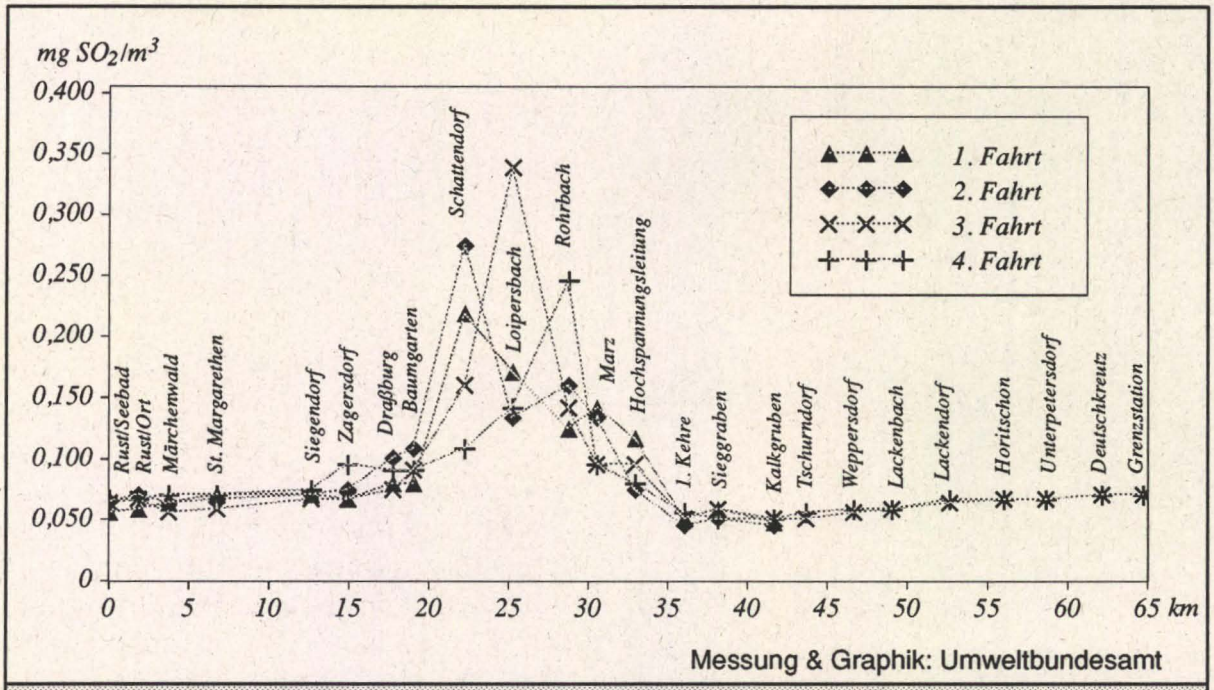


Abb. 7: Messungen der SO_2–Konzentration entlang der ungarischen Grenze – Schematische Darstellung des Nord–Süd–Profiles von Rust/See nach Deutschkreutz (Fahrten 1 – 4 am 12. Jänner 1990)

Ein lokales Maximum trat am 10.1.1990 im Raum Marz mit 0,270 mg SO_2/m^3 auf. Die räumliche Ausdehnung und die Höhe des Konzentrationsmaximums zeigen, daß diesmal der Einfluß von relativ starken Emissionsquellen feststellbar war; über die Lage der Quellen kann aufgrund der geringen Windgeschwindigkeit in Bodennähe nichts ausgesagt werden. Die Stickstoffoxidkonzentrationen lagen auch an diesem Meßtag unter 0,038 mg NO_2/m^3.

Am 12. Jänner 1990 wurden vier Fahrten durchgeführt. Dabei zeigte sich jeweils im Bereich zwischen Draßburg und Marz eine Erhöhung der SO_2–Konzentration auf 0,140 – 0,270 mg/m^3 (s. Abb. 7). Trotz der auch an diesem Tag geringen bodennahen Windgeschwindigkeit ist es wahrscheinlich, daß die Emissionsquellen, die diese erhöhten SO_2–Konzentrationen verursacht haben, auf ungarischem Gebiet angesiedelt sind. Die Stickstoffoxidkonzentrationen blieben auch hier unter 0,038 mg NO_2/m^3.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die am 5., 9., 10. und 12. Jänner 1990 durchgeführten Transmissionsmessungen im Gebiet Rust/See bis Deutschkreutz fallweise erhöhte Konzentrationen auf einer Länge von ca. 15 km im Bereich von Schattendorf bis Sieggraben zeigten. Die festgestellten Konzentrationen lagen gegenüber den Konzentrationen im übrigen Untersuchungsgebiet um 0,020 bis 0,250 mg SO_2 / m^3 höher. Damit ist ein sehr deutlicher Einfluß ungarischer Quellen nachgewiesen.

Lit.: RADUNSKY, K.; REISENHOFER, M.; REISENHOFER, A. (1990): Stichprobenartige Transmissionsmessungen entlang der ungarischen Grenze im Raum Rust/See und Deutschkreuz (Bgld.). Reports UBA–90–048. Umweltbundesamt, Wien.

3.1.11 Immissionsmessungen am Reiter am Berg bei Fohnsdorf (Stmk)

Das Umweltbundesamt führte von Februar 1986 bis März 1989 am Reiter am Berg, Gemeinde Wasendorf bei Fohnsdorf, Immissionsmessungen durch. Die Meßstation stellte eine Ergänzung zum lokalen Meßnetz dar und lag auf einer der Erhebungen nördlich von Fohnsdorf ca. 200 m über der Talsohle des Aichfeldes. Die Messungen dienten vorerst zur Beweissicherung im Rahmen des Probebetriebes des Kraftwerkes Zeltweg (Februar bis Mai 1986). Die Ergebnisse dieser Messungen wurden im Bericht des Umweltbundesamtes "Immissionsmessungen im Raum Zeltweg" vom August 1986 dokumentiert. Im Anschluß daran wurden die Messungen bis Ende März 1989 fortgesetzt. Die Komponenten Schwefeldioxid (SO_2), Staub und Ozon (O_3) wurden über den gesamten Meßzeitraum erfaßt, die Stickstoffoxide (NO und NO_2) nur bis 15. Juni 1987. Parallel dazu betrieb die Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik einen Windgeber.

In der Zeit von Juni 1986 bis März 1989 wurden die Grenzwerte zum langfristigen Schutz der menschlichen Gesundheit erwartungsgemäß nur bezüglich Ozon überschritten (immerhin während $^1/_5$ der Meßzeit!).

Die Grenzwerte zum langfristigen Schutz der Vegetation hingegen wurden sowohl für SO_2, als auch für NO_2 und O_3 überschritten, wobei allerdings nur letztere Überschreitungen häufiger auftraten.

3.1.12 Untersuchungen zur Immissionsbelastung historischer Bauten (Wien)

Die Untersuchung von witterungs– und umweltbedingter Korrosion an Baumaterialien und Denkmälern ist ein Einsatzgebiet der Rasterelektronenmikroskopie

und röntgenenergiedispersiven Mikroanalyse, dessen Bedeutung in den letzten Jahren stark zugenommen hat. Um erste Daten über die entsprechenden Auswirkungen der Immissionsbelastung im innerstädtischen Raum Wiens zu erhalten, wurden im Zuge der Fassadensanierung des Michaelertraktes der Hofburg Mauerstücke gesammelt und untersucht. Die Proben stammen von klimatisch (Westseite) und durch Kfz–Abgase (Durchfahrt) beeinträchtigten Stellen.

Die Untersuchung wurde an Querschliffen von unbedampften Proben in Aufsicht und in einer Mauertiefe von ca. 3 mm vorgenommen. Untersucht wurde im Rasterelektronenmikroskop bei 20 kV Beschleunigungsspannung. Mit energiedispersiver Röntgenmikroanalyse wurden die Signale der Elemente Aluminium, Silizium, Calcium, Magnesium, Phosphor, Schwefel, Chlor, Eisen, Titan und Kupfer zum Bildaufbau verwendet. Um die umweltbedingten Veränderungen des Baumaterials vergleichen zu können, mußten repräsentative Areale ähnlicher Struktur der exponierten Außenseite und tiefer liegender, vermutlich nicht beeinträchtigter Zonen gemessen werden.

Ergebnisse:

Der als Baumaterial verwendete Kalksandstein läßt im elektronenmikroskopischen Bild den Aufbau aus größeren, zum Teil kantigen Partikeln und einer feingranulären Grundsubstanz erkennen (Abb. 8).

Abb. 8: Querschliff durch ein verwittertes Mauerstück; die exponierte Seite (Pfeile) zeigt korrosive Veränderungen (Photo: Umweltbundesamt)

Schon die morphologische Analyse der Oberfläche läßt auf Einflüsse korrosiver Natur schließen. Im Vergleich mit tieferen Schichten ist die Korngröße des Materials verringert, die exponierten Flächen weisen häufig eine schlackenartig–lokkere Beschaffenheit auf (Abb. 8–Pfeile).

Es ist zu erwarten, daß dieses in seiner Struktur geschwächte Material der weiteren Verwitterung wesentlich geringeren Widerstand entgegensetzen kann. Diese Veränderungen waren an den untersuchten Proben bis in ca. 1/2 mm Tiefe zu beobachten, allerdings treten derartige Erscheinungsbilder, bedingt durch die inhomogene Beschaffenheit des Materials unter Umständen auch in wesentlich größerem Abstand von der Oberfläche auf.

Die Zusammensetzung des unbeeinflußten Materials ist nach den Ergebnissen der Röntgenmikroanalyse neben dem überwiegenden Gehalt an Calcium durch geringe Beimengungen an Magnesium, Aluminium, Silizium, Phosphor und auch Schwefel mit Spuren von Eisen und Titan bestimmt (Abb. 9).

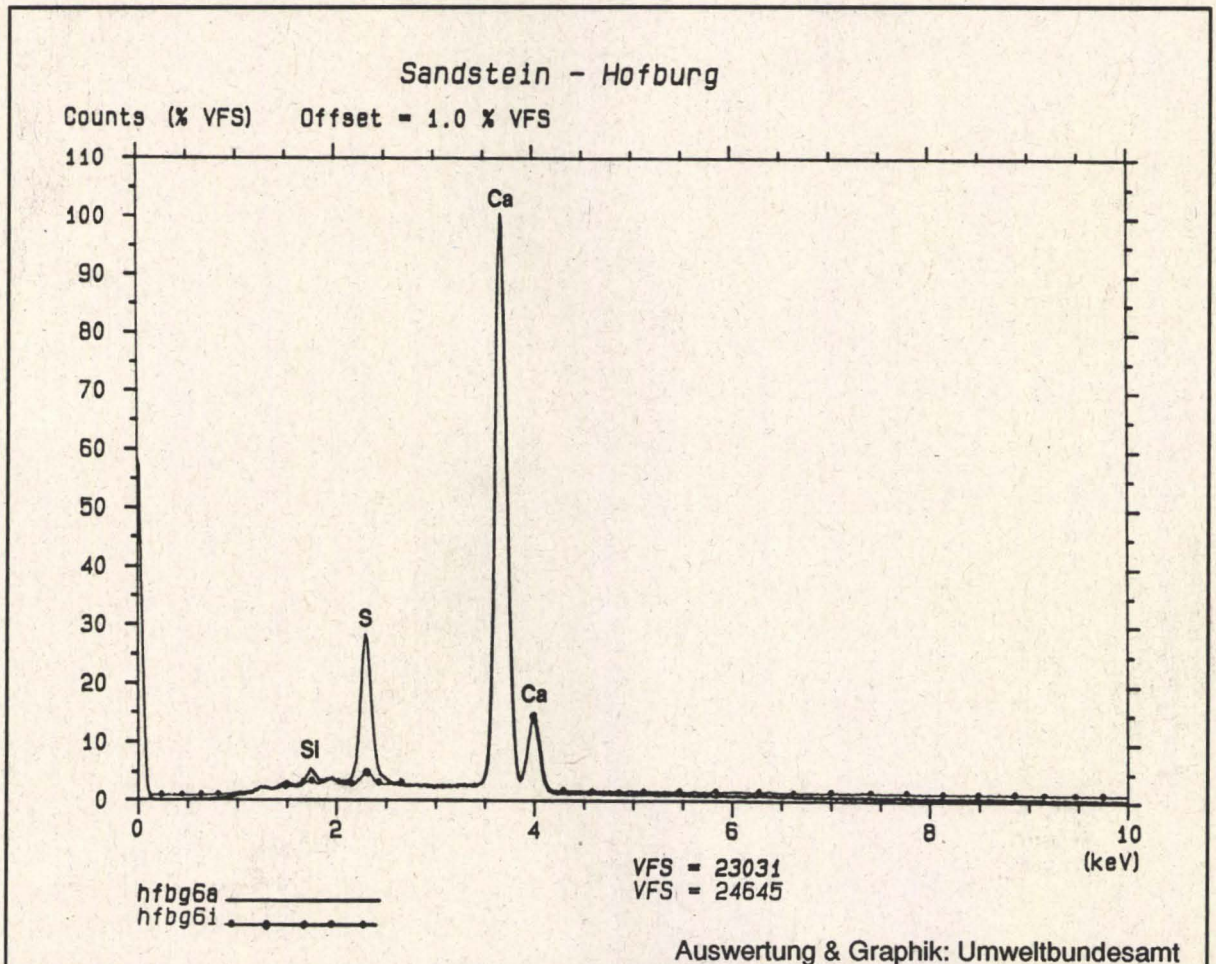


Abb. 9: EDX–Spektren von verwittertem (hfbg6a) und unbeeinflußtem (hfbg6i) Material; man beachte die unterschiedliche Höhe des Schwefel (S)–Signals

Sämtliche der im unbeeinflußten Stein nachgewiesenen Elemente wurden auch in der verwitternden Zone aufgefunden. Der relative Gehalt an bestimmten Elementen, also die quantitative Verteilung der einzelnen Bestandteile, weist starke Abweichungen auf. Die deutlichste Darstellung dieser Unterschiede wird durch Subtraktion der verglichenen Spektren (Abb. 10) ermöglicht.

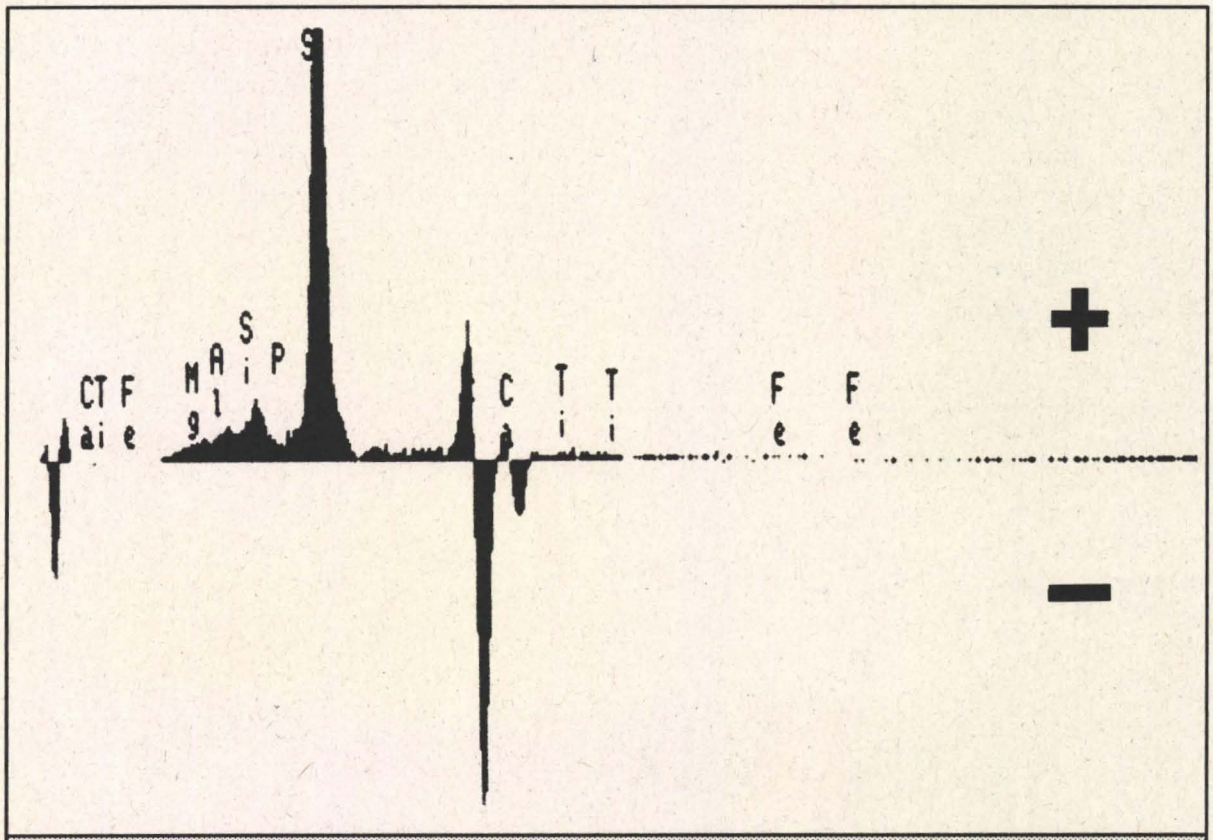


Abb. 10: Differenzspektrum ("Außenseite" minus "ungeschädigter Stein"); der Gehalt an Calcium ist zugunsten von Schwefel verringert.

Elemente, die an der Außenseite stärker konzentriert sind, treten als positive "Gipfel" des Spektrums auf, während jene Elemente, deren Konzentration gegenüber dem Ausgangsmaterial verringert wurde (Auswitterung – Auswaschung), im Differenzspektrum zur negativen Seite weisen. Es zeigt sich ein gegenüber dem Ausgangsmaterial stark erhöhter Gehalt an Schwefel in Verbindung mit einem verringerten Gehalt an Calcium im verwitterten Material. Es kann mit diesen Ergebnissen gezeigt werden, daß besonders der Gehalt an Schwefelverbindungen in der Luft bzw. im Regen negative Auswirkungen auf die Bausubstanz zur Folge hat. Eine Umwandlung des Kalkanteils (Calciumcarbonat) im Gestein in Calcium–Schwefel Verbindungen (bes. Calciumhydrogensulfit, Calciumsulfat, ...) in Verbindung mit der größeren Löslichkeit von Kalk in verdünnten Säuren (schwefelige Säure und Kohlensäure) schwächt die Oberflächenstruktur des Gesteins. Der relative Anteil an Silizium steigt durch diesen Effekt, da der Quarzsand diesen Einflüssen nicht im selben Ausmaß unterliegt.

Der in der gegenständlichen Untersuchung im Zuge der Sanierung des Michaelertraktes der Wiener Hofburg bei-

spielhaft festgestellte Prozeß läuft in gleicher Weise an allen Kalksteinbauten und Denkmälern zumindest im innerstädtischen Bereich ab. Die Arbeit kann daher gleichermaßen Grundlage für Maßnahmen des Umwelt– wie des Kulturgüterschutzes sein.

3.1.13 Staubpartikelanalyse mit dem Rasterelektronenmikroskop unter besonderer Berücksichtigung von Asbestfasern (NÖ – Wien)

Asbestpartikel bzw. –fasern stellen unter der Vielzahl im Staub vorhandener Komponenten eine Gruppe dar, der wegen ihres zum Teil hohen Gesundheitsrisikos zweifellos besonderes Augenmerk zu schenken ist. In zahlreichen veröffentlichten Studien wurden rasterelektronenmikroskopische Methoden in Verbindung mit röntgenenergiedispersiver Mikroanalyse (EDX) zur Bestimmung dieser Substanzen eingesetzt. Ein wesentlicher Vorteil dieser Methoden liegt darin, daß durch Vermessung der Partikel auf deren möglicherweise krebserzeugende Auswirkung direkt rückgeschlossen werden kann. Diese Meßmethoden wurden in der BRD standardisiert, erste Daten für Österreich liegen bereits vor.

Das als "Asbest" bezeichnete Substanzgemisch besteht im wesentlichen aus den Mineralien Chrysotil (Weißasbest) sowie den Amphibolasbesten Krokydolit (Blauasbest), Amosit, Anthophyllit und Tremolit. Das Gefährdungspotential der verschiedenen Asbestarten ist außer von chemisch–physikalischen Eigenschaften von der Konzentration in der Atemluft, der biologischen Ausscheidbarkeit der Fasern sowie den Faserdimensionen abhängig. Die kritische Dimension für Asbestfasern beginnt bei einem Verhältnis Länge : Durchmesser > 3 : 1, und bei Fasern mit einer Länge > 5 µm; diese gelten als krebserregend. Vor allem Amphibolasbeste weisen Faserlängen > 5µm auf, wohingegen Chrysotilfasern meist unter der kritischen Dimension liegen. Eine der derzeit bestehenden Quellen von Asbest ist die Auswitterung der Fasern aus Asbestzementeindeckungen. Der Anteil an pathogenem "Blauasbest" liegt nach Literaturangaben in Asbestzementprodukten nur bei ca. 5%. Dennoch kann der gesundheitsgefährdende Wert der Asbestkonzentration von 1 Faser/l Luft in der Umgebung von älteren Bauten mit hohem Asbestzementeinsatz mitunter überschritten werden. Ein weiteres Gefahrenpotential stellen die Emissionen aus Spritzasbestisolierungen dar. Vor allem bei Reparatur– und Abrißarbeiten dieser ungebundenen Asbestprodukte kommt es zu einer erheblichen Staubbelastung, die wegen des damit verbundenen erhöhten Gesundheitsrisikos vermieden werden sollte. Der in verkehrsbelasteten Gebieten geringfügig erhöhte Asbestfaseranteil in der Außenluft soll hauptsächlich aus Abrieben von Brems– und Kupplungsbelägen stammen.

Als erster Überblick und methodischer Test wurde an vier Standorten im Raum Wien Staubproben entnommen und mit dem Rasterelektronenmikroskop (REM) auf die Anzahl der vorhandenen Partikel und mit der Röntgenspektralanalyse (EDX) auf den Gehalt an Asbestfasern untersucht. Es wurden pro Probenstelle zwei Tests durchgeführt, die angegebenen Werte entsprechen dem Mittelwert.

Für eine erste, vorläufige Untersuchung wurden folgende Standorte ausgewählt:

a) Hintergrundbelastung in einem Reinluftgebiet;
b) Verkehrsbedingte Belastung an einer stark befahrenen Strecke;
c) Emission von einem mit altem, verwit-

terndem Asbest eingedeckten Gebäude;

d) Staubbelastung im innerstädtischen Bereich

Die zunächst untersuchten Standorte zeigten folgende Charakteristika:

a) Exelberg (Hintergrundbelastung): hauptsächlich Partikel organischer Herkunft (Pollen, etc.); repräsentative Fläche: 1mm^2 Filter = 8,3 – 8,4 l Luft; Partikel > 1µm/l: 1100 ± 157; Asbest: ca. 14 p/l, davon Fasern ≥4 µm: 0 – 2.

b) Triesterstraße (Staubbelastung durch Kfz–Verkehr): geringe Belegung der Filterprobe bedingt durch die exponierte Lage (Wind), kalzium– und siliziumhaltige Partikel (Sand) dominierten; repräsentative Fläche: 1mm^2 Filter = 9,4 – 9,5 l Luft; Partikel >1µm/l: 490 ± 100; Asbest: ca. 10 p/l, davon Fasern ≥ 4 µm: 0.

c) Hausdach (Belastung durch Asbestzementplatten): Die Auswertung der Staubproben ergab eine geringfügig erhöhte Asbestkonzentration der Außenluft in unmittelbarer Dachnähe, die jedoch mit zunehmender Entfernung rasch abnahm. Repräsentative Fläche: 1mm^2 Filter = 9,6–10,1 l Luft; Partikel >1µm/l: 740 ± 122; Asbest: ca. 25 p/l, davon Fasern ≥ 4 µm: 0.

d) Gürtelkreuzung (Staubbelastung im innerstädtischen Bereich): Es liegt die dichteste Belegung der Filter mit Staubpartikeln aller vier untersuchten Standorte vor. Mittels EDX–Analysen konnten Asbestpartikel identifiziert werden, jedoch konnte deren Größe aufgrund von Überlagerungen durch viele andere Partikel nicht statistisch repräsentativ bestimmt werden. Repräsentative Fläche: 1mm^2 Filter = 5,2 l Luft; Partikel >1µm/l: 5800 ± 688, Asbest: nicht bestimmbar.

Eine mögliche Gesundheitsgefährdung kann für den letztgenannten Standort nicht sicher ausgeschlossen werden; weitere Probenahmen sind daher geplant.

Die anderen Standorte weisen keine bedenklichen Asbestfaserkonzentrationen auf.

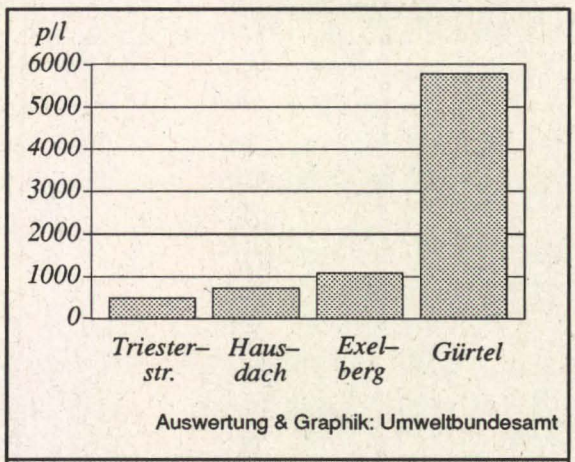
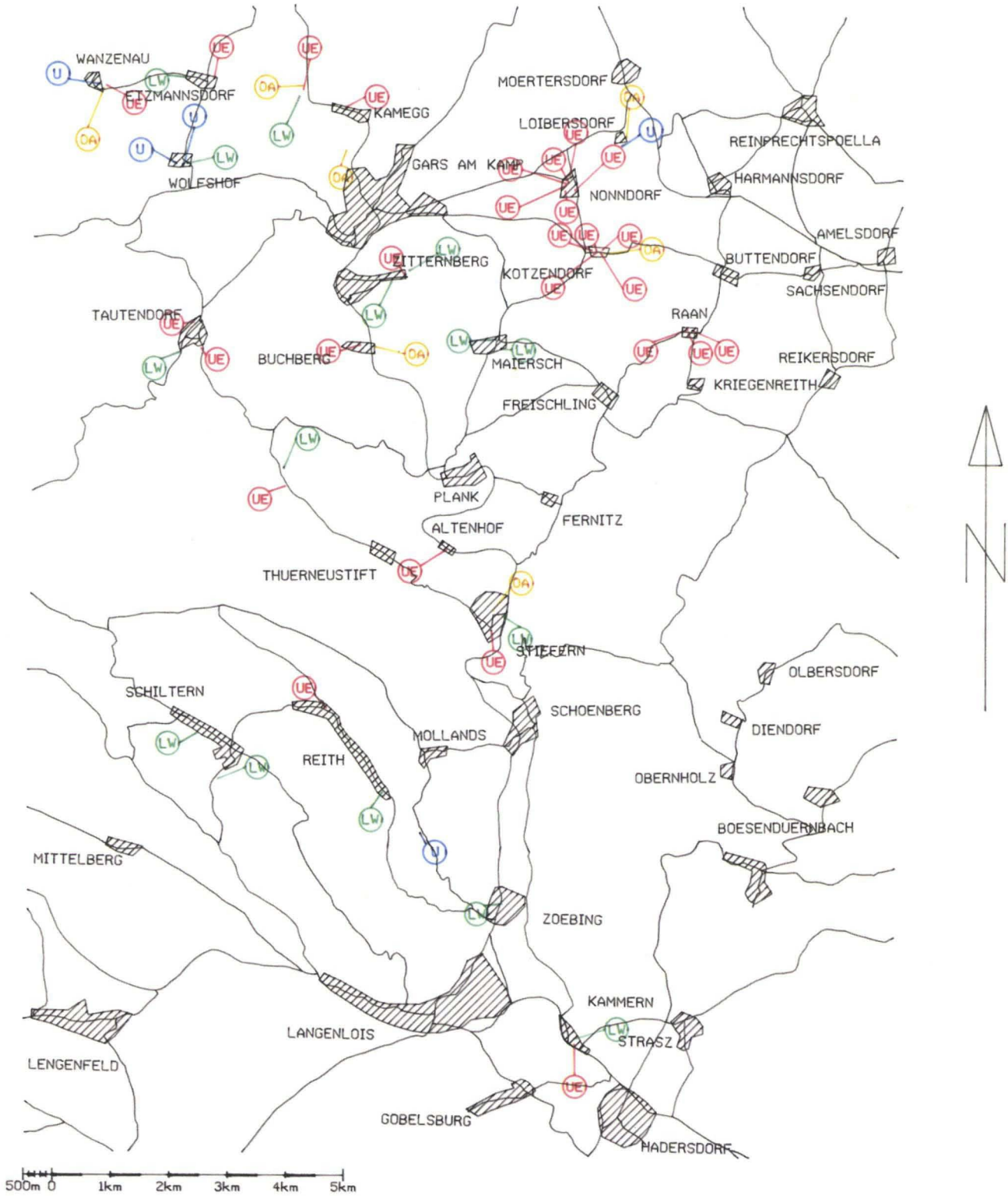


Abb. 11: Staubpartikel pro Liter Luft

Mögliche Ursachen der Grundwasserverunreinigung



Umweltbundesamt

3.2 Wasser

3.2.1 Grundwasser

3.2.1.1 Grundwasseruntersuchung im Unteren Kamptal (NÖ)

Nicht nur in intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten, in der Umgebung von Industriestandorten, Altstandorten und Altablagerungen, sondern auch im verbauten Bereich des ländlichen Raumes kommt es oftmals zu starker qualitativer Beeinträchtigung des Grundwassers. Diese lokalen Einflüsse können allenfalls von vorhandenen regionalen Einflüssen überlagert werden. Die daraus resultierenden Verunreinigungen betreffen vor allem Hausbrunnen. Es kann somit die Situation auftreten, daß die Verursacher und Betroffenen dabei durchaus identisch sind.

Art und Ausmaß der Untersuchung

Durch Untersuchungen der Umweltberatung Waldviertel wurden im Sommer 1987 im unteren Kamptal erhöhte Nitratwerte im Grundwasser festgestellt. Um das Gebiet flächenmäßig besser zu erfassen und genauere Aussagen über die qualitative Beeinträchtigung des Grundwassers treffen zu können, wurde vom Umweltbundesamt im November 1987 eine Meßserie zur Erfassung der Grundwassergüte mit dem Schwerpunkt Nitrat gestartet.

In diesem Rahmen sind in 5 Gemeinden (21 Katastralgemeinden) insgesamt 54 Hausbrunnen beprobt worden. Im Verlauf des Jahres 1988 wurden 4 weitere Meßserien durchgeführt, um Aussagen über jahreszeitliche Schwankungen und somit auch über die Art der Verunreinigung treffen zu können. Stichprobenartig wurden auch Gemeindewasserversorgungsanlagen erfaßt.

Ziel dieser Untersuchung war es, das Ausmaß der qualitativen Beeinträchtigung des Grundwassers im verbauten Bereich aufzuzeigen. Mögliche Ursachen für Verunreinigungen sind zwar bekannt, oft ist es aber nur schwer möglich, kurzfristig notwendige Maßnahmen durchzusetzen.

Auch wenn die erfaßten Grundwasservorkommen im Untersuchungsgebiet quantitativ nur von untergeordneter Bedeutung sind, sollten sie in qualitativer Hinsicht entsprechende Beachtung finden, um einerseits den Haus– und Hofbedarf mit qualitativ entsprechendem Wasser decken zu können und andererseits noch unbeeinträchtigte, tiefer liegende Grundwasservorkommen nicht zu gefährden.

Kriterien für die Beurteilung der Belastung des Grundwassers

Folgende Kriterien waren für die Einteilung maßgebend:

- Vergleich der Meßwerte mit den geltenden österreichischen Richt– und Grenzwerten,
- Größe der Werte der Hauptparameter (Nitrat, Chlorid, Sulfat), sowie deren jahreszeitliche Veränderung,
- Karbonathärte > 25° dH als Hinweis für Verunreinigungen
- Erhöhte Nitrit–, Ammonium– und Phosphatwerte als Indikator für eine Belastung mit organischen Abfallstoffen (Fäkalien, Gülle, Hausabwässer, Silagesäfte, etc.),
- Natrium–Kaliumverhältnis als Hinweis für Fäkalverunreinigungen,

– erhöhte Borwerte als Indikator für eine Beeinflussung durch Hausabwässer.

Einteilung des Grundwassers in Klassen

Auf Grund der Auswertung der gemessenen Parameter wurde versucht, das Grundwasser aus den 54 untersuchten Brunnen in vier Klassen einzuteilen *(siehe Farbabbildung nach S. 210)*:

– Im wesentlichen unbeeinflußtes Grundwasser,
– Von organischen Abfallstoffen beeinflußtes Grundwasser (punktförmige Quellen),
– Durch landwirtschaftliche Düngung beeinflußtes Grundwasser (flächenhafter Eintrag),
– Überlagerung von Einflüssen landwirtschaftlicher Düngung und lokalen Verunreinigungen (organische Abfallstoffe).

Ergebnisse der Untersuchung

Zusammenfassend kann die Situation der Grundwasserqualität im Untersuchungsgebiet etwa folgendermaßen beurteilt werden:

Von den insgesamt 54 beprobten Brunnen sind

5 weitgehend unbeeinflußt,
7 durch organische Abfallstoffe,
15 durch landwirtschaftliche Düngung beeinträchtigt, und
27 weisen eine Verunreinigung durch die Überlagerung von Einflüssen aus der landwirtschaftlichen Düngung und lokalen Verunreinigungen mit organischen Abfallstoffen auf.

Wie aus der Zusammenstellung ersichtlich ist, dürfte bei 49 der 54 beprobten Brunnen eine anthropogene Beeinflussung des Grundwassers vorliegen *(siehe Farbabbildung nach Seite 210)*.

Bei einer regionalen Betrachtung des Untersuchungsgebietes ist nun festzustellen, daß in den einzelnen Katastralgemeinden keine homogenen Verhältnisse bezüglich der Grundwassergüte bzw. in Bezug auf das Ausmaß der Grundwasserbeeinflussungen vorliegen. Es zeigt sich, daß auch in Gemeinden mit einer eher geringen "Nitratgrundbelastung" oft hohe Nitratwerte vorkommen, die auf lokale Verunreinigungsquellen zurückzuführen sein dürften.

Da die beprobten Brunnen alle im verbauten Gebiet liegen, ist es nur schwer möglich, eine Zuordnung zu einer flächenhaften Beeinträchtigung des Grundwassers durch Düngung oder zu lokalen Einflüssen zu treffen. Weiters wird durch die Brunnen nicht ein homogener Grundwasserkörper erfaßt, sondern mehrere verschiedenartige Grundwasservorkommen.

Nitrat

Die 54 untersuchten Hausbrunnen wiesen im Jahresmittel folgende Nitratgehalte auf:

11 Brunnen		≤	20 mg/l
11 Brunnen	> 20 und	≤	50 mg/l
19 Brunnen	> 50 und	≤	100 mg/l
13 Brunnen	> 100 mg/l		

Die Nitratwerte der untersuchten Hausbrunnen schwanken in einem weiten Bereich. Es wurden Nitratgehalte von < 5 mg/l bis zu einem Maximum von 403 mg/l festgestellt. Der Mittelwert liegt bei 76 mg/l.

Die extrem hohen Nitratwerte sind vermutlich auf eine Überlagerung verschiedener Verunreinigungsquellen zurückzuführen (flächenhaft und punktuell).

Halogenierte Kohlenwasserstoffe

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden stichprobenartig auch halogenierte

Kohlenwasserstoffverbindungen erfaßt. Bei 31 Hausbrunnen wurde der Gruppenparameter AOX bestimmt. In 28 Fällen lag der Wert über der Nachweisgrenze von 2 µg/l. Auffällig erhöhte Werte mußten bei 3 Brunnen festgestellt werden.

Das Wasser von 18 Brunnen wurde auch auf flüchtige halogenierte aliphatische Kohlenwasserstoffe untersucht. Bei 5 Brunnen lagen die Werte unter der Nachweisgrenze, bei 13 konnten geringe Konzentrationen festgestellt werden. Einzel– bzw. Summengrenzwerte wurden in keinem Fall überschritten.

Atrazin

Von der Umweltberatung Waldviertel wurden der Bundesanstalt für Pflanzenschutz 15 Proben, welche die untersuchten Hausbrunnen betrafen, zur Atrazinuntersuchung übermittelt. Bei 3 Proben lag der Wert unter der Nachweisgrenze von 0,01 µg/l, bei 10 Proben zwischen 0,01 µg/l und dem Grenzwert von 2 µg/l. Bei zwei Proben wurde der Grenzwert überschritten (2,4 µg/l bzw. 18,9 µg/l). Aussagen, worauf der hohe Wert von 18,9 µg/l Atrazin zurückzuführen ist, können anhand der vorliegenden Untersuchungen nicht gemacht werden.

Richt– und Grenzwertüberschreitungen

Bei der vorliegenden Untersuchung mußten im Jahresmittel bei 19 Brunnen Nitratwerte zwischen 50 und 100 mg/l festgestellt werden und bei 13 Brunnen Nitratwerte über 100 mg/l.

In der Verordnung des Bundesministers für Gesundheit und öffentlicher Dienst vom 15. November 1989 über den Nitratgehalt im Trinkwasser ist das Ziel formuliert, daß aus Gründen des vorbeugenden Gesundheitsschutzes der Nitratgehalt des Trinkwassers möglichst niedrig sein und und nach Möglichkeit 25 mg pro Liter (Richtwert) nicht überschreiten soll.

Entsprechend dieser Verordnung ist es verboten, Trinkwasser in Verkehr zu bringen, das einen höheren Nitratgehalt als im folgenden Stufenplan aufweist:

ab 1. Juli 1990: 100 mg Nitrat (NO_3) pro Liter
ab 1. Juli 1994: 50 mg Nitrat (NO_3) pro Liter
ab 1. Juli 1999: 30 mg Nitrat (NO_3) pro Liter.

Wer Trinkwasser in Verkehr bringt, das mehr als 50 mg Nitrat (NO_3) pro Liter aufweist, hat den Verbraucher unverzüglich und in der Folge mindestens einmal jährlich über die Höhe des Nitratgehaltes des Trinkwassers und über den Umstand, daß dieses Trinkwasser für die Ernährung von Säuglingen bis zum Ablauf des sechsten Lebensmonats nicht geeignet ist, zu informieren. –

Weiters wurde bei zwei Brunnen der im Österreichischen Lebensmittelbuch III. Auflage festgelegte Grenzwert für Atrazin von 2µg/l überschritten.

Überschreitungen der Richtwerte mußten auch noch bei Nitrit, Ammonium, Chlorid, Kalium, Phosphat und Kupfer festgestellt werden.

Schlußfolgerungen

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, daß vor allem die Nitratbelastung des Grundwassers ein Problem im Untersuchungsgebiet darstellt. Die Ursachen dafür sind einerseits ein flächenhafter Eintrag durch die landwirtschaftliche Düngung, andererseits lokale Verunreinigungen im verbauten Bereich. Die lokalen Verunreinigungen dürften vor allem Ursache für die hohen Spitzenwerte sein.

Die einzusetzenden erforderlichen Maßnahmen gegen die stetig zunehmende Nitratbelastung des Grundwassers sind in dem vom Umweltbundesamt gemeinsam mit etwa hundert Experten und Wissenschaftlern erarbeiteten Forderungskatalog "Bodenschutz – Probleme und

Ziele" (Umweltbundesamt; Monographien Band 8) zusammengestellt. Eine konsequente Umsetzung dieser Forderungen in die Praxis, verbunden mit einer ständigen Kontrolle der Grundwasserqualität ist zur Verbesserung der Situation unerläßlich.

Lit.: GRATH J., HERLICSKA H., GEIST S. (1989): Grundwasseruntersuchungen im Unteren Kamptal. Monographien 13. Umweltbundesamt, Wien.

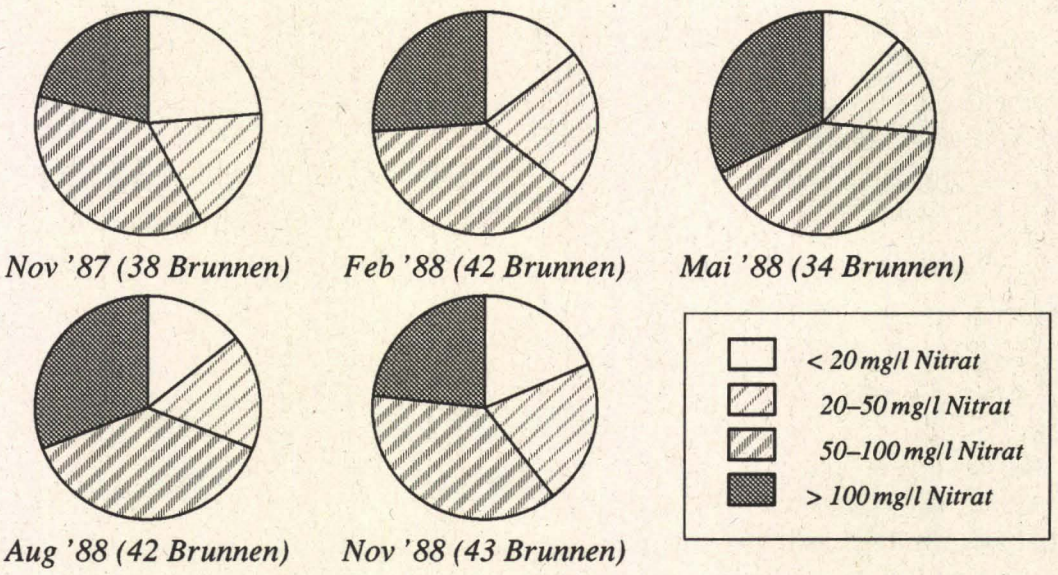


Abb. 1: Ergebnisse der Nitratmessungen im Unteren Kamptal (die Anzahl der beprobten Brunnen schwankte in Abhängigkeit der Zugänglichkeit der Brunnen bzw. der Erreichbarkeit der Besitzer)

3.2.1.2 Untersuchungen des Grundwassers im Bereich der KG Nonndorf (NÖ)

Allgemeines

Aufbauend auf Grundwasseruntersuchungen im Raum des unteren Kamptales wurden seitens des Landes Niederösterreich und des Umweltbundesamtes weitergehende Untersuchungen hinsichtlich der Nitratbelastung des Grundwassers im Gebiet der Katastralgemeinde Nonndorf, Marktgemeinde Gars am Kamp, durchgeführt.

Problemstellung

Ziel der gegenständlichen Untersuchung war es, eventuell aus der Landwirtschaft resultierende Nitratbelastungen des Grundwassers möglichst klar gegenüber anderen Einflüssen abzugrenzen und ansatzweise zu quantifizieren.

Es wurden Grundwassersonden im Verlauf des Grundwasserzustromes zum Ortsgebiet der KG Nonndorf errichtet.

Die Anordnung der Sonden erfolgte ausgehend vom Waldrand in der Nähe der KG Loibersdorf bis in unmittelbare Nähe der KG Nonndorf.

Der den Untersuchungen zugrunde liegende Gedanke war derjenige, daß die Nitratwerte des Grundwassers ausgehend vom Waldrand in Richtung des Ortsgebietes zunehmen würden, da dieser Bereich einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung unterliegt. Somit wäre der Anteil der Grundwasserbelastung durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftungspraxis quantitativ erfaßbar. Durch die Meßergebnisse bei den Hausbrunnen im unmittelbaren Ortsbereich wäre in weiterer Folge eine Quantifizierung der aus dem Ortsbereich resultierenden Belastung möglich.

In weiterer Folge wurde Wasser aus den Grundwassersonden im unverbauten Bereich sowie auch Wasser aus den Hausbrunnen im verbauten Bereich der KG Nonndorf untersucht.

Beurteilung der Ergebnisse

– Unverbauter Bereich

Das Wasser der GW–Sonden im unverbauten Bereich ist als hart zu bezeichnen, was durch die geologischen Untergrundverhältnisse bedingt sein dürfte.

Einige niedrige Nitratwerte sind möglicherweise auf reduzierende Grundwasserverhältnisse zurückzuführen, worauf auch die stark schwankenden und zum Teil äußerst hohen Gehalte an Nitrit und Ammonium hinweisen. Die ursprüngliche These, daß die Nitratwerte vom Waldrand ausgehend in Grundwasserströmungsrichtung (Bereich intensiver landwirtschaftlicher Nutzung) bis zum verbauten Ortsbereich kontinuierlich zunehmen würden, konnte nicht bestätigt werden. Die äußerst inhomogenen Untergrundverhältnisse im Bereich der KG Nonndorf erschweren zudem die Interpretation von GW–Untersuchungen.

Die fast durchwegs erhöhten Gehalte an Chlorid und Sulfat dürften durch landwirtschaftliche Düngung verursacht sein, wobei allerdings ein Teil des erhöhten Sulfatgehaltes geogene Ursachen haben dürfte (siehe: Das Horner Becken als Grundwasserspeicher, Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Abt. B/3–D Hydro, 1980).

Der vor allem als Indikator für fäkale Verunreinigungen geltende Phosphatwert liegt bis auf einen Meßwert immer unter der methodischen Nachweisgrenze. Natrium und Kalium sind in durchwegs geringen Konzentrationen vorhanden. Die Konzentrationen an Bor bewegen sich im Bereich der methodisch bedingten Nachweisgrenze. Die festgestellten Konzentrationen an Atrazin lagen bei 2 Grundwassersonden über der Nachweisgrenze von 0,01 µg/l. Der geltende Grenzwert für Trinkwasser wurde dabei nicht überschritten.

– Verbauter Bereich

Das Grundwasser der Hausbrunnen im verbauten Bereich ist als mittelhart bis sehr hart zu bezeichnen. Dies hat einerseits geogene Ursachen, dürfte aber andererseits auch auf eine Aufhärtung des Wassers durch massive Verunreinigungen im Ortsbereich zurückzuführen sein.

Der mittlere Nitratgehalt der Wasserproben beträgt 129 mg/l, wobei der höchste gemessene Wert bei 411 mg/l liegt. Lediglich zwei der 20 untersuchten Hausbrunnen weisen Nitratgehalte < 20 mg/l auf. Nitrit und (oder) Ammonium wurden in mehr als der Hälfte der Proben festgestellt, wobei Ammoniumwerte bis zu 10,5 mg/l gemessen wurden.

Die Gehalte an Chlorid und Sulfat sind fast durchwegs stark bis sehr stark erhöht. Bis auf 2 Brunnen wurde bei den

Untersuchungen zumindest bei einer Probenahme Phosphat nachgewiesen. Dabei wurde durchwegs der Richtwert (0,1 mg/l) überschritten. Der gemessene Maximalwert betrug 9,5 mg/l!

Bei 16 Hausbrunnen war der Gehalt an Kalium größer als der Gehalt an Natrium, wobei beide Werte erhöht waren. Dies muß in Verbindung mit anderen Verschmutzungsindikatoren (Phosphat, etc.) als Hinweis auf fäkale Verunreinigungen bewertet werden. (Es wurden Kaliumwerte bis 461 mg/l gemessen.)

In den meisten Brunnen wurde Bor nachgewiesen (bis 0,34 mg/l). Dies stellt einen Hinweis auf Einsickerung von Hausabwässern in das Grundwasser dar.

Insgesamt ist zur Situation im verbauten Bereich der KG Nonndorf zu sagen, daß es hier zu massiven Grundwasserverunreinigungen kommt. Es ist wahrscheinlich, daß ein Teil dieser Verunreinigungen auf Einflüsse von außerhalb des Ortsbereiches zurückzuführen ist (landwirtschaftliche Düngung). Die Hauptquelle der Verunreinigungen liegt allerdings im Ortsbereich selbst. Als mögliche Ursachen sind die mangelhafte, bzw. nicht existente Abwasserentsorgung sowie vermutlich undichte Silos, Güllegruben und Mistplätze anzuführen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß es auch im unverbauten Bereich der KG Nonndorf zu hohen Nitratbelastungen (bis 150 mg/l) kommt. Durch die komplizierte hydrogeologische Situation treten kleinräumig stark unterschiedliche Belastungen auf. Die Ursache für die Nitratbelastungen in diesem Bereich ist flächenhaften Nitrateinträgen durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftungspraxis zuzuschreiben.

Die zum Teil extrem hohen Nitratwerte (bis 411 mg/l) im Siedlungsgebiet sind allerdings auf punktuelle Verunreinigungsquellen im unmittelbaren Ortsbereich zurückzuführen, welche sich mit der vom unverbauten Bereich kommenden Grundwasserbelastung überlagern.

Schlußfolgerungen

Die Untersuchungen haben gezeigt, daß im verbauten Bereich durch bauliche Unzulänglichkeiten massive Grundwasserverunreinigungen auftreten können. Diese qualitative Beeinträchtigung des Grundwassers bedeutet, daß die Versorgung aus Hausbrunnen unmöglich ist.

Der Forderung des Umweltschutzes nach Reinhaltung aller Grundwasservorkommen wird vom Wasserrechtsgesetz Nachdruck verliehen, das seine Anforderungen an der Grundwassernutzung für Trinkwasserzwecke orientiert. Mißstände bei der Abwasserbeseitigung und der Lagerung von Wirtschaftsdüngern sowie Schwachstellen in der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungspraxis verursachen erhöhte Nitratbelastungen des Grundwassers. Durch das mit der Novellierung geschaffene neue Instrumentarium sowie durch Verbesserung der Abwasserbeseitigung wären derartige Belastungen abzustellen.

Lit.: GRATH, J.; TSCHULIK, M. (1989): Grundwasseruntersuchungen im Bereich der KG Nonndorf. Reports UBA–89–042. Umweltbundesamt, Wien.

3.2.1.3 Untersuchungen des Grundwassers im Nahbereich von Beregnungsteichen (NÖ)

Diese Untersuchungen wurden im Rahmen einer Diplomarbeit am Institut für Wasservorsorge, Gewässergüte und Fischereiwirtschaft der Univ. f. Bodenkultur und in Zusammenarbeit mit der Abt. B/9 des Amtes der Niederösterreichischen

Landesregierung durchgeführt. Das Umweltbundesamt, das ebenfalls an der Fragestellung der Diplomarbeit interessiert war, hat dabei die wasserchemischen Analysen durchgeführt.

Da keine geeigneten Richtlinien für die Erteilung wasserrechtlicher Bewilligungen für derartige Teiche vorhanden sind, sollte diese Arbeit auch als Entscheidungshilfe zur künftigen Vorgangsweise bei Bewilligungsansuchen für kleinflächige Grundwasseraufschlüsse, die z.B. für Beregnungszwecke genutzt werden, beitragen. Weitere Aktualität erhielt die Fragestellung auch durch die laufende Diskussion über die Schaffung künstlicher Feuchtbiotope in Landschaften, die durch intensive landwirtschaftliche Nutzung in ihrer natürlichen Vielfalt stark reduziert sind.

Der Zweck dieser Arbeit sollte es sein, die Beeinflussung der Grundwasserqualität durch Teiche im südlichen Wiener Bekken zu untersuchen. Das primäre Ziel war es festzustellen, in welcher Beziehung die Teiche zum Grundwasserstrom stehen und ob eine qualitative Beeinträchtigung des Grundwassers im Abstrom des Teiches nachzuweisen ist.

Die beiden ausgewählten Teiche liegen an der Landeshauptstraße zwischen Unterwaltersdorf und Seibersdorf im südlichen Niederösterrreich. Sie wurden nach Aussage des Eigentümers vor allem deswegen errichtet, um ein Reservoir für die künstliche Bewässerung der umliegenden Ackerflächen zu schaffen. Dies war notwendig, weil nach Angabe der Landwirte die bestehenden Feldbrunnen bei Betrieb der Beregnungsanlagen binnen kurzer Zeit trockenfielen.

Für dieses Projekt wurden von der Abteilung B/9 Wasserwirtschaft des Amtes der Nö. Landesregierung Grundwassersonden zur Verfügung gestellt. Für die monatliche Beprobung wurde bei den beiden Teichen das Teichwasser selbst, je eine Sonde im Grundwasseranstrom und je zwei Sonden im Grundwasserabstrom ausgewählt.

Die Untersuchungen wurden von Mai 1988 bis April 1989 durchgeführt. In den Wasserproben wurden im wesentlichen diejenigen chemischen Parameter analysiert, die den Hauptinhaltsstoffen natürlichen Wassers entsprechen (Gesamthärte, Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Karbonathärte, Chlorid, Sulfat). Daneben wurden die Stickstoffparameter Nitrat, Nitrit und Ammonium sowie das Orthophosphat bestimmt. Als Maß für die organische Belastung wurde in ausgewählten Proben der DOC und CSB, als Summenparameter für halogenorganische Verbindungen der AOX herangezogen. Vor Ort wurden die Grundwasserhöhen, die Temperatur, der Sauerstoffgehalt, die elektrische Leitfähigkeit und der pH–Wert erfaßt.

Die Auswertung der Meßergebnisse zeigte, daß die betrachteten Teiche ganzjährig vom Grundwasser durchströmt werden. Das in den Teichen freigelegte Grundwasser unterscheidet sich deutlich vom unberührten Grundwasser und weist durchwegs den Charakter eines Oberflächengewässers auf. Das von den Teichen abströmende Grundwasser ließ ebenfalls einen gegenüber dem Anstrom teilweise veränderten Chemismus erkennen: besonders deutlich waren im Grundwasserabstrom eine Temperaturerhöhung bzw. –erniedrigung (je nach Jahreszeit), eine Abnahme des Sauerstoffgehaltes, eine Veränderung der Wasserhärte und der elektrischen Leitfähigkeit sowie eine Abnahme des Nitratgehaltes ersichtlich. Nitrit und Ammonium, im unberührten Grundwasser praktisch nicht nachweisbar, traten im Abstrom des Teiches zeitweise und in wechselnden Gehalten auf. Anhand der übrigen Parameter waren keine signifi-

kanten Einflüsse auf das Grundwasser feststellbar. Auffällig war, daß die Ausgestaltung, die Anlageverhältnisse und weiteren Nutzungsarten der Teiche (Fischhaltung, Badeteich) neben der Nutzung als Beregnungsteiche zum Teil unterschiedliche Veränderungen des Chemismus des abströmenden Grundwassers bedingen.

Insgesamt kann festgestellt werden, daß gewisse Einflüsse der untersuchten Teiche auf das Grundwasser durchaus nachweisbar sind. Der Grundwasserabstrom weist zwar eine Belastung seines Sauerstoffhaushaltes – verbunden mit zeitweise angetroffenen Nitrit– und Ammoniumgehalten – auf, trotzdem kann von keinen gravierend negativen Einflüssen der kleinräumigen Grundwasserteiche auf den Grundwasserstrom insgesamt ausgegangen werden. Abschließend ist jedoch zu bemerken, daß Summationseffekte bei einer Anhäufung von Teichen im Untersuchungsgebiet nicht ausgeschlossen werden können und daß Grundwasseröffnungen generell eine nicht zu unterschätzende potentielle Gefährdung des betroffenen Grundwasserkörpers darstellen.

3.2.1.4 Grundwasseruntersuchung im Bereich einer Tankstelle in Fels am Wagram (NÖ)

Aufgrund einer Mitteilung aus der Bevölkerung der Marktgemeinde Fels am Wagram über den intensiven Geruch nach Mineralölprodukten in einem Grundwasserbrunnen in der Nähe einer Tankstelle wurde vom Umweltbundesamt im Juni 1989 eine Wasserprobe aus diesem Brunnen entnommen und analysiert.

Das untersuchte Wasser roch nach Benzin und war leicht gelblich gefärbt. In der Probe wurde eine vierfache Überschreitung des Trinkwassergrenzwertes für die Summe der Kohlenwasserstoffe nachgewiesen (0,43 mg/l; Grenzwert: 0,1 mg/l; Österr. Lebensmittelbuch, III. Auflage, Kap. B1 "Trinkwasser", 1989). Neben dieser organischen Belastung des als Brauchwasser verwendeten Grundwassers wurden auch anorganische Verunreinigungen festgestellt.

Der seit 1983 bestehende Brunnen befindet sich in unmittelbarer Umgebung einer im Jänner 1989 aufgelassenen Tankstelle. Recherchen in der Gemeinde Fels ergaben, daß im Dezember 1969/Jänner 1970 aus einer undichten Leitung dieser Tankstelle mehrere hundert Liter Benzin in das Grundwasser gesickert waren.

Um genauere Angaben über die derzeitige qualitative Situation des Grundwassers und das Ausmaß der Verunreinigung in diesem Bereich machen zu können, wurden im Rahmen der Umweltkontrolle im Oktober und November 1989 sowie im März 1990 Probenahmen durchgeführt, wobei aus zehn Hausbrunnen im Umfeld der Tankstelle Grundwasserproben entnommen und auf verschiedene organische und anorganische Parameter untersucht wurden.

Der Ortsteil von Fels mit den für die Grundwasseruntersuchung herangezogenen Probenahmestellen liegt in einem den Wagram einschneidenden flachen Graben auf ca. 205 m Seehöhe. Weingärten und landwirtschaftlich genutzte Flächen erstrecken sich z.T. weit in den Ortsbereich hinein und reichen nahe an die Grundstücke mit den beprobten Hausbrunnen heran.

Fels am Wagram verfügt über eine Gemeindewasserversorgung (Wasserverband Wagram der Ortschaften Fels, Etsdorf und Grafenwörth), wobei die hierfür herangezogenen beiden Brunnen in einem Brunnenfeld südwestlich der Ge-

meinde am Fuß des Wagram inmitten von Feldern und Weingärten liegen.

Bei der vorliegenden Untersuchung wurden ausschließlich Hausbrunnen im verbauten Gebiet (Ortsbereich) beprobt. Das Grundwasser dieser Brunnen ist als hart bis sehr hart zu bezeichnen. Auffallend neben den hohen Werten für die elektrische Leitfähigkeit, den Karbonathärten und den hohen Konzentrationen an Calcium– und Magnesiumionen sind die in fast allen Proben stark erhöhten Kaliumgehalte, wobei der Maximalwert von 225 mg/l elffach über dem Richtwert (20 mg/l) liegt. Der Grenzwert für Sulfat (250 mg/l) wurde bei vier Brunnen überschritten (Höchstwert: 384 mg/l). Weiters mußten Richtwertüberschreitungen bei Natrium, Nitrit, Ammonium, Phosphat, Eisen und Mangan festgestellt werden. Als relativ hoch sind auch die Chloridwerte anzusehen.

Bei allen Untersuchungen wurden in dem nach Mineralölprodukten riechenden Grundwasser eines Brunnens Grenzwertüberschreitungen beim Summenparameter Kohlenwasserstoffe nachgewiesen. Hexadecan, Octadecan und Heneicosan wurden als Einzelsubstanzen identifiziert.

Das durchgeführte Nivellement bestätigt die Annahme, daß die Grundwasserverunreinigung des Brunnens, der der ehemaligen Tankstelle am nächsten liegt, anthropogen bedingt ist. Die gemessenen Kohlenwasserstoffgehalte dürften auf unsachgemäße Entfernung von Mineralölresten oder –produkten bzw. auf undichte Leitungen oder Ölabscheider in der 1989 aufgelassenen (und im April 1990 abgebrochenen) Tankstelle und KFZ–Werkstätte zurückzuführen sein. Es kann jedoch aus den Analysenergebnissen auf kein spezielles Mineralölprodukt rückgeschlossen werden.

Im Grundwasser dieses Brunnens wurden außerdem Dibutylphthalat und Di–2–ethylhexylphthalat nachgewiesen; diese Substanzen werden zu 60 % als Weichmacher für Plastik verwendet, dienen jedoch u.a. auch zur Herstellung von Farben, Lacken, Pestiziden und Schmiermitteln.

Weiters wurden in den zehn Brunnen Nitratgehalte von < 2 mg/l bis zu einem Maximum von 146 mg/l (Grenzwert: 100 mg/l) festgestellt (s. Abb. 2), wobei die höheren Nitratwerte auf lokale Verunreinigungen zurückzuführen sein dürften, eine Überlagerung verschiedener Verunreinigungsquellen (punktuell und flächenhaft) aber nicht auszuschließen ist.

Das Auftreten sehr hoher Atrazingehalte (von 11 µg/l bis 16,8 µg/l; Grenzwert: 2 µg/l) im Grundwasser eines Hausbrunnens (s. Abb. 2) ist wahrscheinlich auf unsachgemäße Handhabung von Spritzmitteln zurückzuführen.

AOX–Gehalte über 20 µg/l wurden in Proben von sechs Brunnen festgestellt (Höchstwert: 54 µg/l; s. Abb. 2). Chlorierte Kohlenwasserstoffe wurden in geringen Konzentrationen in sämtlichen Grundwasserproben nachgewiesen. Die geographische Lage der Brunnen und die Grundwasserströmungsverhältnisse in diesem Gebiet lassen aber keine Rückschlüsse auf einen einzelnen Emittenten zu.

Die im Rahmen dieser Grundwasseruntersuchungen nachgewiesenen organischen und anorganischen Verunreinigungen treten punktuell im Ortsgebiet auf und bestätigen einmal mehr, daß Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers nicht nur in intensiv landwirtschaftlich oder industriell genutzten Gebieten unbedingt notwendig sind, sondern auch im Siedlungsbereich, wo es aufgrund lokaler Einflüsse oftmals zu einer erheblichen Beeinträchtigung der Grundwasserqualität kommen kann.

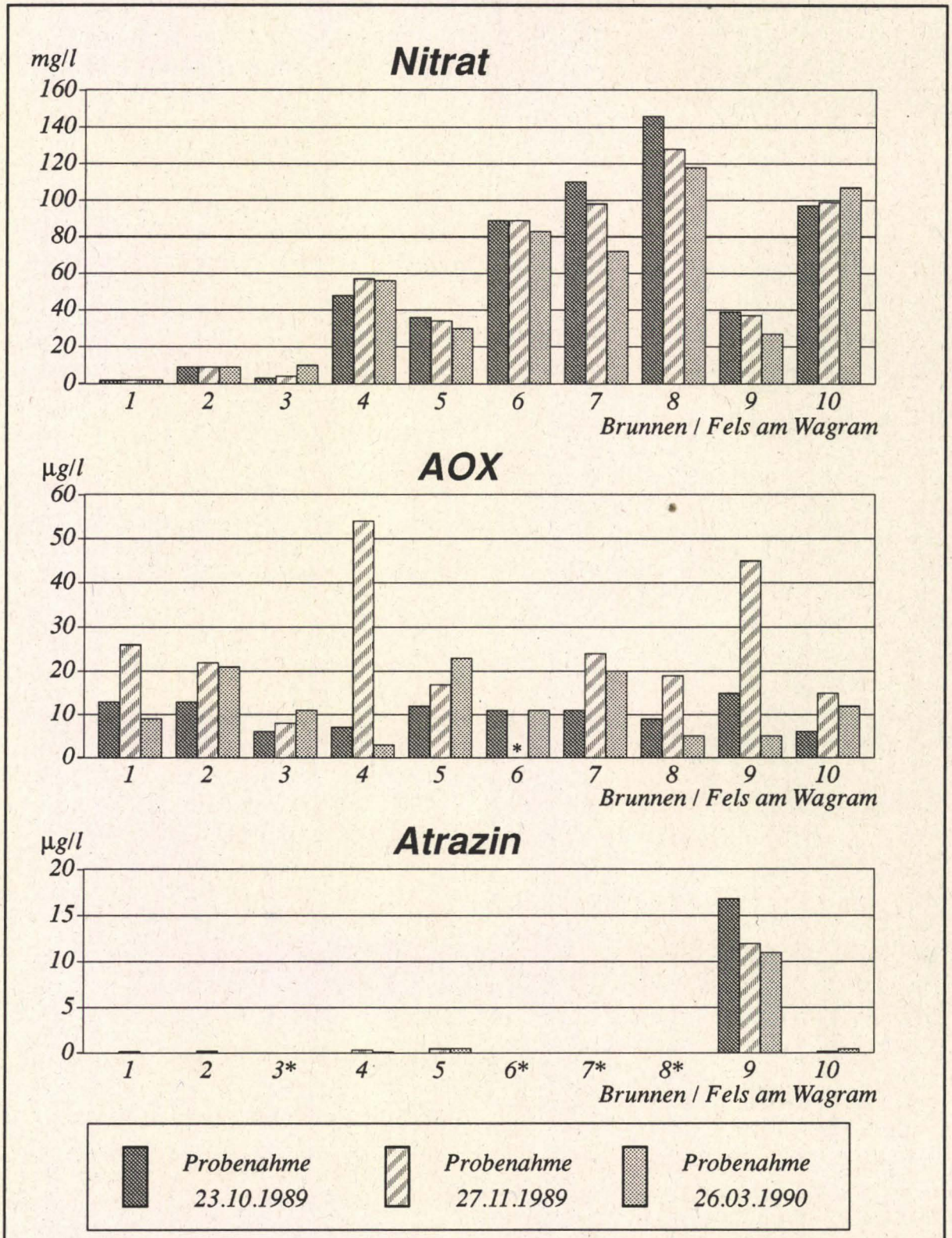


Abb. 2: Analysenergebnisse für Nitrat, AOX (Adsorbierbare Organische Halogen–verbindungen) und Atrazin bei Hausbrunnen in Fels am Wagram

3.2.1.5 Auswertung von Nitrat–Teststreifen

In einer 1990 von der "Kronenzeitung" durchgeführten Aktion sollte jeder interessierte Österreicher mit Hilfe von Teststreifen die Nitratkonzentration seines Trinkwassers überprüfen können. Das Umweltbundesamt wurde in diesem Zusammenhang ersucht, die Angaben der Teilnehmer durch EDV zu erfassen und zu verarbeiten.

Die Überprüfung der Richtigkeit der Angaben und die Beurteilung der Aussagekraft der erhaltenen Informationen waren nicht Aufgabe des Umweltbundesamtes.

Es muß jedoch darauf hingewiesen werden, daß über die Art der Durchführung der Probenahme durch die Teilnehmer nichts ausgesagt werden kann und die angewandte Methode als solche nicht exakt ist. Deshalb müssen auch die erhaltenen Ergebnisse in bezug auf ihre Aussagekraft kritisch beurteilt werden.

Die Auswertung der dem Umweltbundesamt übermittelten Antworten der Teilnehmer ergab folgendes Bild:

An der Aktion beteiligten sich insgesamt 58.352 Personen (s. Abb. 3)

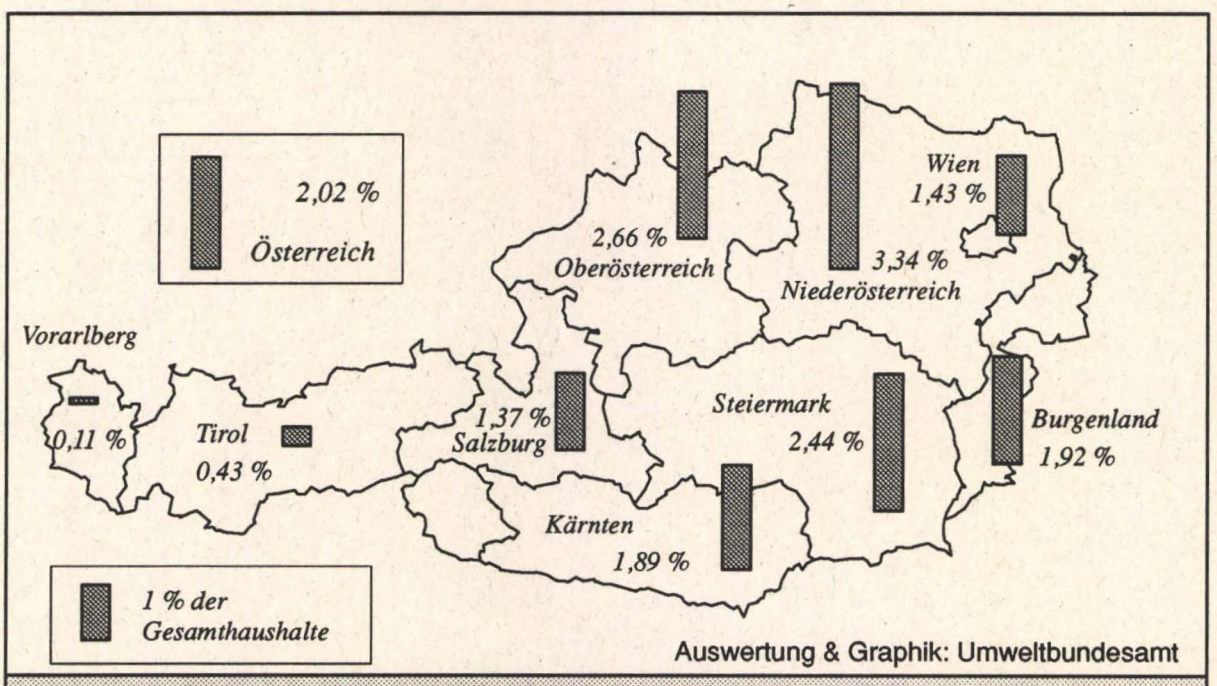


Abb. 3: Nitratstreifenaktion der "Kronenzeitung": Teilnehmende Haushalte in Prozent der Gesamthaushalte je Bundesland

Dabei gaben 500 Haushalte Nitratwerte über dem geltenden Grenzwert für Nitrat im Trinkwasser von 100 mg NO_3/l an. Die entsprechenden Antwortkarten wurden aussortiert und an das Bundesministerium für Land– und Forstwirtschaft weitergeleitet, da dieses Ministerium im Rahmen der Aktion der "Kronenzeitung" ein "Krisentelefon" eingerichtet hatte.

Insgesamt 12.610 Haushalte – d.s. 22 % der übermittelten Werte – gaben Nitratwerte über 25 mg NO_3/l an (s. Abb. 4).

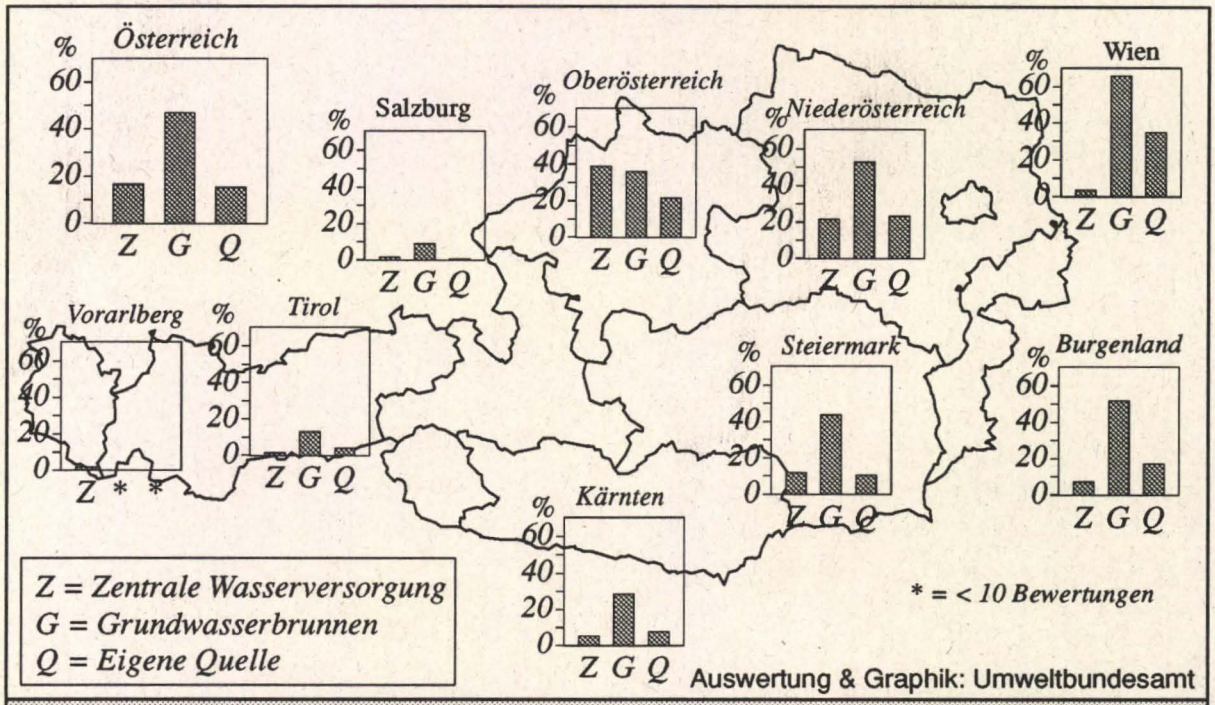


Abb. 4: Nitratwerte > 25 mg / l in Prozent der abgegebenen Bewertungen

Der Nitratgehalt wird durch eine Verordnung des Bundesministers für Gesundheit und öffentlicher Dienst vom November 1989 geregelt, die diesen Wert für Österreich als langfristigen Trinkwasser–Richtwert anstrebt und daher erstmals folgende Grenzwerte festlegte: 100 mg/l seit 1. Juli 1990, 50 mg/l ab 1. Juli 1994 und 30 mg/l ab 1. Juli 1999.

Die vom Umweltbundesamt tabellarisch und graphisch dargestellten Ergebnisse wurden von der Redaktion der "Kronenzeitung" u.a. als Grundlage für kartographische Darstellungen der Nitratsituation in Österreich verwendet ("Kronenzeitung", "Gesund"–Beilagen, 22. Dezember 1990 und Jänner 1991).

3.2.2 Oberflächengewässer

3.2.2.1 Überprüfung der kommunalen Kläranlagen Melk und Spielberg (NÖ)

Der Umwelt– und Wasserwirtschaftsfonds ersuchte im Mai 1990 das Umweltbundesamt, die Effizienz der kommunalen Kläranlagen Melk und Spielberg zu überprüfen.

Das Umweltbundesamt führte Probenahmen in der Zeit vom 9. bis 11. Juli 1990 (24–Stunden Mischproben) und am 11. September 1990 (12–Stunden Mischprobe) durch.

(1) Kläranlage der Gemeinde Melk

Die Anlage ist für 10.000 EGW ausgelegt und besteht im wesentlichen aus folgenden Teilen: Rechen mit automatischer Räumung u. belüftetem Sandfang, Regenüberlaufbecken, Vorklärbecken,

Belebungsbecken, Nachklärbecken, Faulbehälter und Schlammsilo für eine Schlammenge von 25 Tagen.

Die Größe der Abwasserreinigungsanlage von Melk ist auf eine kritische Mischwassermenge von 210 l/sec berechnet. Die darüber hinausgehende Abwassermenge wird über einen Regenüberlauf abgeleitet, wobei diejenige Wassermenge, die die 2–fache Trockenwettermenge von 100 l/sec überschreitet, in einem Regenüberlaufbecken gespeichert wird.

Die biologische Stufe der Kläranlage ist auf die 2–fache Trockenwettermenge ausgelegt.

Der Zulaufkanal und der Ablaufkanal der Kläranlage sind hydraulisch auf die max. Wassermenge von 277 l/sec ausgelegt.

(2) Kläranlage Spielberg

Die kommunale Kläranlage der östlich von Melk gelegenen Katastralgemeinden Pielach, Pielachberg und Spielberg der Stadtgemeinde Melk wurde für 2000 EGW ausgelegt.

Die biologische Kläranlage ist für einen max. 5–fachen Trockenwetterzufluß von 30 l/sec ausgelegt und verfügt über eine mechanische Vorreinigung. Entsprechend dem technischen Bericht besteht sie im wesentlichen aus Regenüberlauf, Bogenrechen, Sandfang, Absetzgerinne, Vorklärbecken, Tropfkörper und Nachklärbecken.

Die Ergebnisse der Tagesmischprobe vom 9. Juli 1990 und der 12–Stundenmischprobe vom 11. September 1990 sind in Tab. 1 u. 2 dargestellt.

Beurteilung der Ergebnisse

Aus den Untersuchungsergebnissen ist ersichtlich, daß die Kläranlagen Melk und Spielberg nicht voll ausgelastet sind. Auffallend sind die ermittelten niedrigen BSB_5–Konzentrationen in den Zuläufen der beiden Kläranlagen. Typische häusliche Abwässer weisen BSB_5–Gehalte um 300 mg/l auf.

Die niedrigen Ammonium–N–Werte im Ablauf der Kläranlage Melk weisen auf eine gute Nitrifikation hin. Bei der Kläranlage Spielberg kann jedoch aufgrund der relativ hohen Ammonium–N–Werte im Ablauf auf eine nur geringe Nitrifikation geschlossen werden.

Die Kläranlage Melk hält die im Wasserrechtsbescheid des Landeshauptmannes von Niederösterreich (GZ III/1–3.292/35–83 vom 28. Juni 1983) festgelegten Grenzwerte für BSB_5, CSB, TOC und absetzbare Stoffe ein.

Die Analysenergebnisse der Ablaufproben der kommunalen Kläranlage Spielberg zeigen, daß die Richtwerte des Bundesministeriums für Land– und Forstwirtschaft für die Begrenzung von Abwasseremissionen bei beiden Untersuchungen nicht überschritten wurden.

Tab. 1: Untersuchungsergebnisse, Kläranlage Melk (Probenahmen Juli bzw. September 1990)

		PROBEN					
		M1	M2	M3	M4	M5	M6
		9.7.	9.7.	10.7.	10.7.	11.9.	11.9.
Dauer der Probenahme:		Zulauf 24 Std.	Ablauf 24 Std.	Zulauf 24 Std.	Ablauf 24 Std.	Zulauf 12 Std.	Ablauf 12 Std.
Parameter	Dim..						
absetzbare Stoffe	ml/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	6,7	<0,1
pH–Wert		7,8	7,1	7,8	7,2	8,0	7,2
Leitfähigkeit	µS/cm	596	673	619	506	809	854
Temperatur	°C	18,1	18,0	16,5	17,3	16,3	16,5
gel. O_2	mg O_2/l	3,0	2,0	3,2	2,7	2,2	2,3
Sichttiefe	m	–	1,3	–	1,4	–	1,0
BSB_5	mg/l	56	11	28	11	134	<10
BSB_5–Fracht	kg/d	–	–	130	51	–	–
	kg/12h	–	–	–	–	155	<12
CSB	mg/l	132	<15	94	<15	239	24
CSB–Fracht	kg/d	–	–	437	<70	–	–
	kg/12h	–	–	–	–	276	28
TOC	mg/l	55	8,3	30	8,1	89,4	6,3
TOC–Fracht	kg/d	–	–	139	38	–	–
	kg/12h	–	–	–	–	103	7
Nitrat–N	mg/l	<0,2	10,0	<0,2	7,5	<0,2	19,4
Nitrat–N–Fracht	g/d	–	–	<900	34853	–	–
	g/12h	–	–	–	–	<231	22407
Ammonium–N	mg/l	7,7	0,3	9,5	0,1	17,1	0,7
Ammonium–N–Fracht	g/d	–	–	44147	465	–	–
	g/12h	–	–	–	–	19751	809
Nitrit–N	mg/l	<0,01	0,43	1,1	0,13	0,04	0,4
Nitrit–N–Fracht	g/d	–	–	5112	604	–	–
	g/12h	–	–	–	–	46	462
Kjeldahl–N	mg/l	11,4	<3	12,6	<3	27,1	<3
Kjeldahl–N–Fracht	kg/d	–	–	59	<14	–	–
	kg/12h	–	–	–	–	31	<4
org.geb. N	mg/l	3,7	<3	3,1	<3	10,0	<3
org.geb. N–Fracht	kg/d	–	–	14	<14	–	–
	kg/12h	–	–	–	–	12	<3
Chlorid	mg/l	39	44	30	23	44	51
Sulfat	mg/l	36	45	44	30	69	66
Phosphat–P	mg/l	2,4	1,7	1,5	1,4	3,7	2,5
Ges.Phosphat–P	mg/l	3,9	2,6	3,3	3,2	4,8	3,2
Ges.Phosphat–P–Fracht	kg/d	–	–	15	15	–	–
	kg/12h	–	–	–	–	6	4
Bor	µg/l	470	480	830	320	1070	730
Zink	µg/l	150	90	120	80	180	40
Kupfer	µg/l	22	7	15	6	38	5
Blei	µg/l	13	6	9	3	18	2
Cadmium	µg/l	0,2	0,5	0,1	0,1	0,3	0,1
Quecksilber	µg/l	<0,5	0,7	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5

Tab. 2: Untersuchungsergebnisse, Kläranlage Spielberg (Probenahmen Juli bzw. September 1990)

		PROBEN				
		S1 9.7.	S2 9.7.	S3 11.9.	S4 11.9.	Richtwert nach BMLF, 1981:
Dauer der Probenahme:		Zulauf 24 Std.	Ablauf 24 Std.	Zulauf 12 Std.	Ablauf 12 Std.	Richtlinien f. d. Begrenzung von Abwasseremissionen
Parameter	Dim.					
absetzbare Stoffe	ml/l	0,1	<0,1	4	<0,1	0,3
pH–Wert		8,0	7,8	8,0	7,9	6,5 – 8,5
Leitfähigkeit	µS/cm	1090	854	1517	1165	–
Temperatur	°C	18,4	18,6	13,9	14,1	30
gel. O_2	mg O_2/l	1,2	4,1	1,0	5,4	–
Sichttiefe	m	–	0,6	–	0,9	0,5
BSB_5	mg/l	81	16	93	<10	20
BSB_5–Fracht	kg/d	53	11	–	–	–
	kg/12h	–	–	16	<2	–
CSB	mg/l	221	53	156	41	75
CSB–Fracht	kg/d	146	35	–	–	–
	kg/12h	–	–	27	7	–
TOC	mg/l	83	18	89	11	25
TOC–Fracht	kg/d	55	12	–	–	–
	kg/12h	–	–	15	2	–
Nitrat–N	mg/l	<0,2	1,1	<0,2	6,1	–
Nitrat–N–Fracht	g/d	<130	725	–	–	–
	g/12h	–	–	<35	1061	–
Ammonium–N	mg/l	13,8	8,2	22,7	9,5	–
Ammonium–N–Fracht	g/d	9094	5404	–	–	–
	g/12h	–	–	3950	1653	–
Nitrit–N	mg/l	0,01	0,09	0,06	0,4	1,5
Nitrit–N–Fracht	g/d	7	59	–	–	–
	g/12h	–	–	10	70	–
Kjeldahl–N	mg/l	25,1	10,4	35,0	10,9	–
Kjeldahl–N–Fracht	kg/d	17	7	–	–	–
	kg/12h	–	–	6	2	–
org.geb. N	mg/l	11,3	2,2	12,3	1,4	–
org.geb. N–Fracht	kg/d	7	1	–	–	–
	kg/12h	–	–	2	0,2	–
Chlorid	mg/l	114	84	163	96	–
Sulfat	mg/l	65	55	95	95	–
o–Phosphat–P	mg/l	3,8	3,2	2,9	4,0	–
Ges.Phosphat–P	mg/l	6,9	5,9	4,5	4,7	–
Ges.Phosphat–P–Fracht	kg/d	5	4	–	–	–
	kg/12h	–	–	0,8	0,8	–
Bor	µg/l	1540	1240	1490	1610	–
Zink	µg/l	280	80	350	50	3000
Kupfer	µg/l	31	5	31	9	1000
Blei	µg/l	12	3	17	2	1000
Cadmium	µg/l	0,7	0,5	0,8	0,1	100
Quecksilber	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	10

3.2.2.2 Untersuchung von Wasser– und Sedimentproben einiger Fließgewässer im südlichen Wiener Becken (NÖ)

Sieben Fließgewässer des südlichen Wiener Beckens, bei welchen die Vermutung einer besonderen Schadstoffbelastung bestand, wurden im Rahmen der Umweltkontrolle für diese Untersuchung ausgewählt:

1) Ein Gerinne in der Nähe des Industrie– und Gewerbegeländes Gumpoldskirchen nach seinem Zutagetreten (Standort 2) und nach Durchfließen des Industrie– und Gewerbegeländebereiches (Standort 1).

1a) Als Referenz zu Standort 1 und 2 wurde der Wiener Neustädter Kanal in der Nähe des Standortes 1 gewählt, weil das Gerinne, größtenteils nach Nutzung des Wassers durch Betriebe, aus diesem gespeist wurde (Standort 3).

2) Der Mühlbach bei Möllersdorf und in Baden (Standorte 4 und 5).

3) Die Leitha südlich von Katzelsdorf (Standort 6).

4) Der Kehrbach südlich von Wiener Neustadt (Standort 7).

5) Der Purbach vor Einmündung in die Schwechat (Standort 9), vor der Einleitung des Abwassers aus der Kläranlage Siegenfeld (Standort 11).

6) Die Schwechat im Helenental oberhalb der " Krainer Hütte" und vor Einmündung des Purbaches (Standorte 8 und 12).

7) Die Triesting in Fahrafeld (Standort 13) und unterhalb einer Einleitung aus dem Gelände einer Metallwarenfabrik in Hirtenberg (Standort 14).

An diesen Standorten wurden nicht nur Wasserproben, sondern, wenn die Gegebenheiten es erlaubten (Wasserführung, Gewässergrundbeschaffenheit), auch Sedimentproben gezogen.

Die Untersuchung der Sedimentproben soll Aufschluß über die in der Vergangenheit aufgetretenen Belastungen der Gewässer liefern, da Stichproben aus der fließenden Welle nur über die augenblicklichen Verhältnisse Aussagekraft besitzen.

Die Wasserproben wurden auf ihren Gehalt an Cr, Cu, Zn, Pb, Cd, zum Teil an Ni, an Chlorid, Nitrat und Sulfat und auf die Gehalte der Summenparameter DOC (gelöster organisch gebundener Kohlenstoff) und AOX (adsorbierbare, organische Halogenverbindungen) untersucht.

Es zeigte sich, daß die vergleichsweise geringsten Belastungen an den Standorten 3 (Wiener Neustädter Kanal), 6 (Leitha) und 7 (Kehrbach) vorlagen. Die stärksten Belastungen wurden im Gerinne nächst Gumpoldskirchen (Standorte 1 und 2) gemessen. Überschreitungen der Richtwerte der "Vorläufigen Richtlinien zur Begrenzung der Immissionen in Fließgewässern" des Bundesministeriums für Land– und Forstwirtschaft (1987) wurden weiters an den Standorten 4 (Mühlbach/Möllersdorf) für Chlorid, Nitrat, Sulfat und DOC, 5 (Mühlbach/Baden) für Sulfat und Kupfer, 8 (Schwechat vor "Krainer Hütte") bei Sulfat und DOC, 9 (Purbachmündung) bei Nitrat und DOC, 11 (Purbach vor Kläranlage) bei Nitrat und in geringem Ausmaß auch am Standort 13 (Triesting bei Fahrafeld) im Falle von DOC festgestellt.

Die Sedimentproben wurden auf den Gehalt derselben Schwermetalle wie die Gewässer untersucht. Die stärkste Sedimentbelastung lag im Gerinne beim Industriegelände Gumpoldskirchen vor.

Besonders der hohe Chromgehalt (2200 ppm) war bemerkenswert. Er dürfte von Abwässern einer mittlerweile stillgelegten Lederfabrik herrühren. Vergleichsweise hohe Gehalte an Zink (1265 ppm) und Blei (135 ppm) wurden auch in den Sedimenten des Mühlbaches unterhalb eines Metallverarbeitungsbetriebes (Standort 4) gefunden und ebenso lagen relativ hohe Konzentrationen von Kupfer (540 ppm) und Zink (1085 ppm) in den Sedimenten nach der Einleitung aus dem Gelände der Metallwarenfabrik in Hirtenberg (Standort 14) vor.

Die Ergebnisse der Untersuchung ermöglichen eine Übersicht des Istzustandes der Gewässerbelastung im Bereich des südlichen Wiener Beckens.

3.2.2.3 Chemische Untersuchung der Salzach zwischen Krimml und Überackern (Sbg)

Vom Umweltbundesamt wurde das Flußsystem der Salzach ausgewählt, um den Zustand eines Gebirgsfluß–Systems in Zusammenhang mit industriellen und kommunalen Abwassereinbringungen und den zeitlichen Verlauf der Belastungen zu dokumentieren. Nach Abschluß der bereits im ersten Umweltkontrollbericht dargestellten orientierenden Untersuchungen wurden im Zeitraum vom Frühjahr 1988 bis Frühsommer 1990 umfangreiche Immissions– und Emissionsuntersuchungen durchgeführt.

Auswahl und Bewertung der Probenahmepunkte

Die Probenahmen erfolgten in erster Linie an den Belastungsschwerpunkten der Salzach. Ferner wurden die Probenahmepunkte so gelegt, daß eine zuverlässige Erfassung der durch die Zubringer eingebrachten Schadstoffe möglich war. Andererseits wurden zur Immissionsuntersuchung für bestimmte Parameter Längsprofile über die gesamte Fließstrecke gelegt.

Als wichtigste Probenahmestellen haben sich, aufgrund der Ergebnisse von orientierenden Voruntersuchungen insgesamt 17 Punkte erwiesen (Krimml, Wald im Pinzgau, Hollersbach, Mittersill, Bruck an der Glocknerstraße, Lend, St. Johann im Pongau, Werfen, Golling, Hallein, Urstein, Stadt Salzburg/Hellbrunnerbrücke, Muntigl, Oberndorf, Ettenau, Ach, Überackern).

Je nach Bedarf wurden zwischen den genannten Probenahmestellen noch weitere Probenahmepunkte eingerichtet, um speziellen Immissionssituationen Rechnung tragen zu können. Dieser Bedarf ergab sich im Bereich von Lend, Hallein und der Stadt Salzburg durch industrielle und gewerbliche Emittenten, aber auch durch kommunale Einleitungen.

Zur Erfassung von kurzfristigen Belastungsschwankungen wurden auch Tagesgänge nach DIN 38402 aufgenommen und außerdem durch den Vergleich der Schadstoffbelastungen in Zusammenhang mit den jahreszeitlich schwankenden Pegelständen weitere, saisonbedingte Belastungsspitzen ermittelt.

Aufgrund der Ergebnisse der Voruntersuchungen wurden außerdem noch situationsspezifische und gegebenenfalls nach ihrem Schadstoffpotential ausgewählte Einzelsubstanzen erfaßt.

Untersuchungsergebnisse

Die Untersuchungen haben ergeben, daß die Belastungen der Salzach bis in den Bereich von Hallein fast ausschließlich durch Haushalts– oder haushaltsähnliche Abwässer, die in erster Linie aus zeitweise überlasteten Kläranlagen

stammen, verursacht werden. Die Abläufe sämtlicher kommunalen Kläranlagen tragen zur Belastung der Salzach durch Phosphorverbindungen (lösliche und partikuläre Phosphorverbindungen) bei. Durch die häufigen Probenahmen konnten auch kurzfristig auftretende erhöhte Konzentrationen (z.B. von AOX und Chloroform) im Bereich von Lend, oberhalb der Salzburger Aluminiumwerke (SAG), nachgewiesen werden. Eine Fluoridbelastung der Salzach durch die SAG in Lend (Überschreitung der Immissionsgrenzwerte) konnte bei keiner der vorgenommenen Probenahmen festgestellt werden.

Seit der Umstellung des Holzaufschlusses der "Hallein Papier AG" vom Calciumhydrogensulfit– auf das recyclingfähige Magnesiumhydrogensulfitverfahren konnte auch ein starker Rückgang der CSB–Belastung der Salzach ab Hallein festgestellt werden. Im Fließstreckenbereich zwischen Kaltenhausen und Urstein wurden jedoch hohe AOX–Belastungen gefunden. Bei der Probenahmestelle Urstein wurden zeitweise erhebliche Konzentrationen von Chloroform registriert.

Durch die Verbesserung der gesamten Abwassersituation im Flußbereich, beginnend mit der südlichen Stadtgrenze von Salzburg bis zur Gemeindegrenze von Oberndorf, hat sich innerhalb der letzten beiden Jahre die Immissionssituation in bezug auf die haushaltsabwasserspezifischen Parameter wesentlich verbessert, wobei sich der Zustand einiger Salzachzubringer (Gersbach, Alterbach) im Stadtgebiet von Salzburg nicht verändert hat.

Die Belastung der Salzach durch Borate ist bereits im Oberlauf (Oberpinzgau) als hoch zu bezeichnen.

Aluminiumionen liegen – geogen bedingt – besonders im Ober– und Mittellauf der Salzach in ziemlich hoher Konzentration vor. Ein wesentlicher Eintrag durch die Industrie (Aluminiumerzeugung, Papierindustrie) ist nicht nachweisbar. Die Konzentrationen der Schwermetalle Zn, Cu, Cd, Pb und Hg liegen weit unter den geltenden Immissionsrichtwerten.

In keiner der untersuchten Proben konnten Phenole, niedermolekulare Chlorphenole, kondensierte Aromate, Benzol, Toluol, Xylol, anionische und kationische Tenside nachgewiesen werden.

Ein auf den Untersuchungsergebnissen basierender Bericht ist in Ausarbeitung.

Das Umweltbundesamt beabsichtigt, in nächster Zukunft die Analytik auf weitere Schadstoffe in der Salzach, wie Komplexbildner (EDTA, NTA) sowie nichtionische Tenside auszudehnen. Darüber hinaus sieht die Verordnung nach dem Hydrographiegesetz voraussichtlich ab 1. Juli 1991 regelmäßige Erhebungen der Wassergüte der Oberflächengewässer vor, wodurch eine systematische Kontrolle der Immissionssituation sichergestellt ist.

3.2.2.4 Analytische Untersuchung einzelner Wasserproben (Bgld – NÖ – Tirol)

(1) Inn im Bereich der Stadt Kufstein

Von Passanten und von Bediensteten des Stadtamtes Kufstein wurden an einer bestimmten Stelle wiederholt auffällige Einleitungen in den Inn beobachtet. Das Umweltbundesamt wurde davon in Kenntnis gesetzt. Aus dem Schreiben des Stadtamtes Kufstein, Abt. Ia, Umweltschutzkontrollamt ging hervor, daß es sich bei der Einleitung um den Ablauf einer laut Wasserrechtsbescheid (III–al–328/2–1957) bewilligten privaten Kläranlage handeln dürfte, in die mittler-

weile auch noch Industriebetriebe, insbesondere eine Gießerei und eine Druckerei ihre Abwässer einleiten.

Am 7. März 1989 wurde vom Umweltbundesamt eine Geländebegehung mit anschließender Probenahme vorgenommen.

Die Einleitungsstelle befindet sich an der Böschungskante der linken Innuferböschung, 120 m flußaufwärts der Brücke der B 171 über den Inn.

Der Austritt des Abwassers erfolgte als Sickerung durch Schotter, der wegen des Sphärotilusbewuchses eine schwarze Farbe aufwies. Weiters konnten in dem Ablauf Feilspäne von Leichtmetall–Legierungen (Ø max. 1 mm) festgestellt werden, deren qualitative Analyse eine Zusammensetzung aus Aluminium, Magnesium, Kupfer und Eisen ergab.

Tab. 3: Analyse der Abwasserprobe

*Abflußmenge *)*	*l/s*	*ca. 8*
Temperatur Wasser	*°C*	*14,4*
Temperatur Luft	*°C*	*9,0*
Absetzbare Stoffe	*ml/l*	*< 0,2*
pH–Wert (25 °C)		*7,69*
elektrische Leitfähigkeit	*µS/cm*	*356*
CSB	*mg O_2/l*	*74*
BSB_2	*mg O_2/l*	*12*
Ammonium; NH_4^+	*mg/l*	*6,1*
Nitrit; NO_2^-	*mg/l*	*0,62*
Orthophosphat; PO_4^{3-}	*mg/l*	*0,59*
Chlorid; Cl^-	*mg/l*	*6,62*
Fluorid; F^-	*mg/l*	*0,132*
Natrium; Na^+	*mg/l*	*6,84*
Kalium, K^+	*mg/l*	*5,32*
Magnesium; Mg^{2+}	*mg/l*	*10,1*
Calcium; Ca^{2+}	*mg/l*	*51,7*
Beryllium; Be^{2+}	*mg/l*	*n.n.*
Zink; Zn^{2+}	*mg/l*	*1,2*
Cadmium; Cd^{2+}	*mg/l*	*0,07*
Blei, Pb^{2+}	*mg/l*	*< 0,02*
Kupfer, $Cu^{+/2+}$	*mg/l*	*0,20*
Quecksilber gesamt, Hg	*mg/l*	*< 1*

**) relativ konstant*

Beurteilung

Eine Grenzwertüberschreitung gemäß den "Richtlinien für die Begrenzung von Abwasseremissionen" des Bundesministeriums f. Land– und Forstwirtschaft" (1981) konnte nicht nachgewiesen werden.

(2) Neusiedler See

1989 und 1990 wurden vom Umweltbundesamt auf Ersuchen der Bundespolizeidirektion Eisenstadt in drei Fällen aus dem Neusiedler See entnommene Proben analysiert und die Ergebnisse in Form von Gutachten übermittelt.

(a) Am 11. Juli 1989 wurden dem Umweltbundesamt ein Methylenchloridextrakt und eine feste Probe mit dem Ersuchen um eine Analyse der Zusammensetzung überbracht; zusätzlich sollte eine Wasserprobe auf Substanzen untersucht werden, die von den beiden anderen Proben stammen konnten.

Die Analysen wurden mit Hilfe der Infrarotspektroskopie (IR) durchgeführt und erbrachten folgende Ergebnisse:

- Bei der Hauptmenge des Methylenchloridextraktes handelte es sich um ein synthetisches Polymer auf Styrol–basis.
- Die feste Probe konnte als Alkydharz identifiziert werden. Diese Kunstharze gehören zur Gruppe der Polyester und werden oft als Bindemittel für Lacke und Anstrichstoffe, Spachtelmasse, Schleifmittel, Kitt und Dichtungsstoff verwendet.
- In der Wasserprobe konnte weder das Styrolpolymer noch das Alkydharz nachgewiesen werden.

(b) Am 5. Juni 1990 handelte es sich um eine Wasserprobe, die am 1. Juni 1990 von einem Vertreter der Bundespolizei entnommen wurde, da auf dem Neusied-

ler See im Ruster Seebad ein ca. 100 m² großer Ölteppich sichtbar war; die Herkunft dieser Verunreinigung konnte vom Probenehmer nicht geklärt werden. Die Probe wurde dem Umweltbundesamt mit dem Ersuchen überbracht, sie auf Verunreinigungen durch Benzin– oder Dieseltreibstoffe bzw. Verdünnungsmittel zu untersuchen.

Vom Zentrallabor des Umweltbundesamtes wurde von der Probe ein Gesamtextrakt hergestellt und die Summe der Kohlenwasserstoffe (nach DIN 38409 H 18) untersucht. Der Gesamtextrakt wurde mit Hilfe der Infrarotspektroskopie (IR), der Gaschromatographie (GC) und der Kernresonanzspektroskopie (NMR) weiter untersucht.

Aufgrund des von der Feuerwehr eingesetzten Ölbindemittels war die Analyse der Probe sehr schwierig. Eine Interpretation war daher nur eingeschränkt möglich.

Die Untersuchungen des Zentrallabors des Umweltbundesamtes führten zu folgenden Ergebnissen:

– Die Summe der Kohlenwasserstoffe lag mit 1,25 mg/l weit über dem Richtwert von 0,1 mg/l (lt. Vorläufiger Richtlinie für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern, BMLF 1987).

– Die gaschromatographische Untersuchung ergab, daß in der Probe vor allem höhersiedende Substanzen (ab ca. 200°C) vorhanden waren. Benzol konnte weder mittels GC noch mittels NMR nachgewiesen werden.

Aufgrund der Analysenergebnisse kann angenommen werden, daß es sich bei der Verunreinigung nicht um Benzin handelte. Genauere Aussagen waren aufgrund des von der Feuerwehr eingesetzten Bindemittels und der zu geringen Probemenge nicht möglich.

(c) Mitte Herbst 1989 wurde im Zentrallabor des Umweltbundesamtes eine Wasserprobe des Neusiedler Sees im Rahmen eines Gutachtens für die Bundespolizeidirektion Eisenstadt auf anorganische und organische Parameter analysiert. Da der Verdacht bestand, daß Jauche unsachgemäß im Wasserschutzgebiet entsorgt wurde und dadurch eine Verunreinigung des Neusiedler Sees und möglicherweise sogar des umliegenden Grundwassers auftreten könnte, wurde die Probe auf die in der nebenstehenden Tab. 4 angeführten Parameter untersucht.

Die Wasserprobe zeigte eine starke organische Belastung (CSB, DOC).

Weiters waren erhöhte Gehalte an Natrium, o–Phosphat, Ammonium und Kalium festzustellen.

Tab. 4: Analyse der Wasserprobe

Parameter	*Wert*	*Richtwert**
pH–Wert	*7,7*	*7,5–8,5*
elektr. Leitfähigkeit (µS/cm)	*163*	–
gel. O_2 (mg/l)	*3,5*	–
O_2 Sättigung (%)	*41*	*80*
Chlorid (mg/l)	*31*	*100*
Nitrat (mg/l)	*< 5*	*35,4*
Sulfat (mg/l)	*94*	*100*
Nitrit (mg/l)	*< 0,03*	*0,1645*
Ammonium (mg/l)	*0,64*	*0,64*
o–Phosphat (mg/l)	*20,9*	*0,61*
Natrium (mg/l)	*154*	–
Kalium (mg/l)	*37,5*	–
Calcium (mg/l)	*99,7*	–
Magnesium (mg/l)	*23*	–
Eisen (mg/l)	*0,19*	–
Mangan (mg/l)	*0,028*	–
DOC (mg/l)	*27*	*2*
CSB (mg/l)	*116*	*10*

** Richtlinie für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern (BMLF, 1987)*

(3) Schwimmbecken in Breitenfurt

An das Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie wurde eine Be-

schwerde über die Verunreinigung eines privaten Schwimmbeckens in Breitenfurt (NÖ) herangetragen. Der Besitzer des Schwimmbeckens klagte über das im Sommer 1989 erstmalige Auftreten eines rotbraunen Belages an den Wänden und am Boden seines Schwimmbeckens. Wegen der Möglichkeit, daß in diesem Fall eine großflächige Verunreinigung Ursache des ungewöhnlichen Erscheinungsbildes sein konnte, untersuchte das Umweltbundesamt deren Ursache.

Im Zuge von Voruntersuchungen wurden bei mikroskopischen Analysen Algen gefunden; mit der Röntgenfluoreszenzanalyse wurden die Hauptbestandteile des Niederschlages als Silizium und Kalium jedoch auch nennenswerte Mengen Titan erkannt (Titandioxid findet als weißes Pigment z. B. als Markierungsmaterial bei Tennisplätzen Verwendung).

Zur Ansicherung der Ergebnisse erfolgte am 4.9.1989 eine weitere Probenahme. Es wurde zu Vergleichszwecken sowohl das zur Beckenfüllung verwendete Leitungswasser, als auch das Schwimmbeckenwasser beprobt.

Zusammenfassung und Interpretation

Das Wasser des Schwimmbeckens enthielt Algen.

Die zur Zeit der Probenahme im Wasser vorhandenen Anteile an Chlorid und Nitrat entsprechen nicht den in der ÖNORM M 6215 "Anforderungen an die Beschaffenheit des Wassers von Hallenbädern und künstlichen Freibeckenbädern" an die Parameter "Chlorid" und "Nitrat" gestellten Anforderungen.

Bei den geringen organischen Verunreinigungen handelt es sich mit Sicherheit nicht um Kerosin. Hochflüchtige Kohlenwasserstoffe können u. a. in Pumpenölen oder Dieselölen vorkommen.

Die Ergebnisse der Schwermetalluntersuchung aus dem Filterextrakt schließen Sand oder Baumaterial, das sehr feinkörnig durch Windverfrachtung ins Becken gelangt sein kann, nicht aus.

Aufgrund der deutlichen Konzentrationsunterschiede zwischen dem zur Beckenfüllung verwendeten Leitungswasser und dem Wasser im Schwimmbecken, wurde empfohlen, das Wasser des Bekkens öfter, als zuvor üblich, zu wechseln.

3.2.2.5 Untersuchung der österreichischen Gletscherschigebiete auf Schadstoffeinträge (Ktn – OÖ/Stmk – Sbg – Tirol)

Immer wiederkehrende Befürchtungen, daß der Schibetrieb auf Gletschern zu erheblichen Verunreinigungen führt, haben das Umweltbundesamt veranlaßt, ein Untersuchungsprogramm aufzunehmen.

Gegenstand der Untersuchung, die im Jahre 1989 begonnen wurde, waren Schneeproben aus unterschiedlich genutzten Gletscherbereichen (Pisten, Pistenrand, Referenzstellen) und – wo vorhanden – Gletscherbachproben.

Die Referenzproben stammten aus Gebieten, die nicht unmittelbar vom Tourismusgeschehen berührt sind. Sie sollten sowohl eine Gegenüberstellung von genutzter und nicht genutzter Fläche eines Gebietes, als auch von Referenzstellen der untersuchten Gebiete untereinander ermöglichen. 1990 wurde auf 5 ausgewählten Gletschern erneut eine Probenahme durchgeführt.

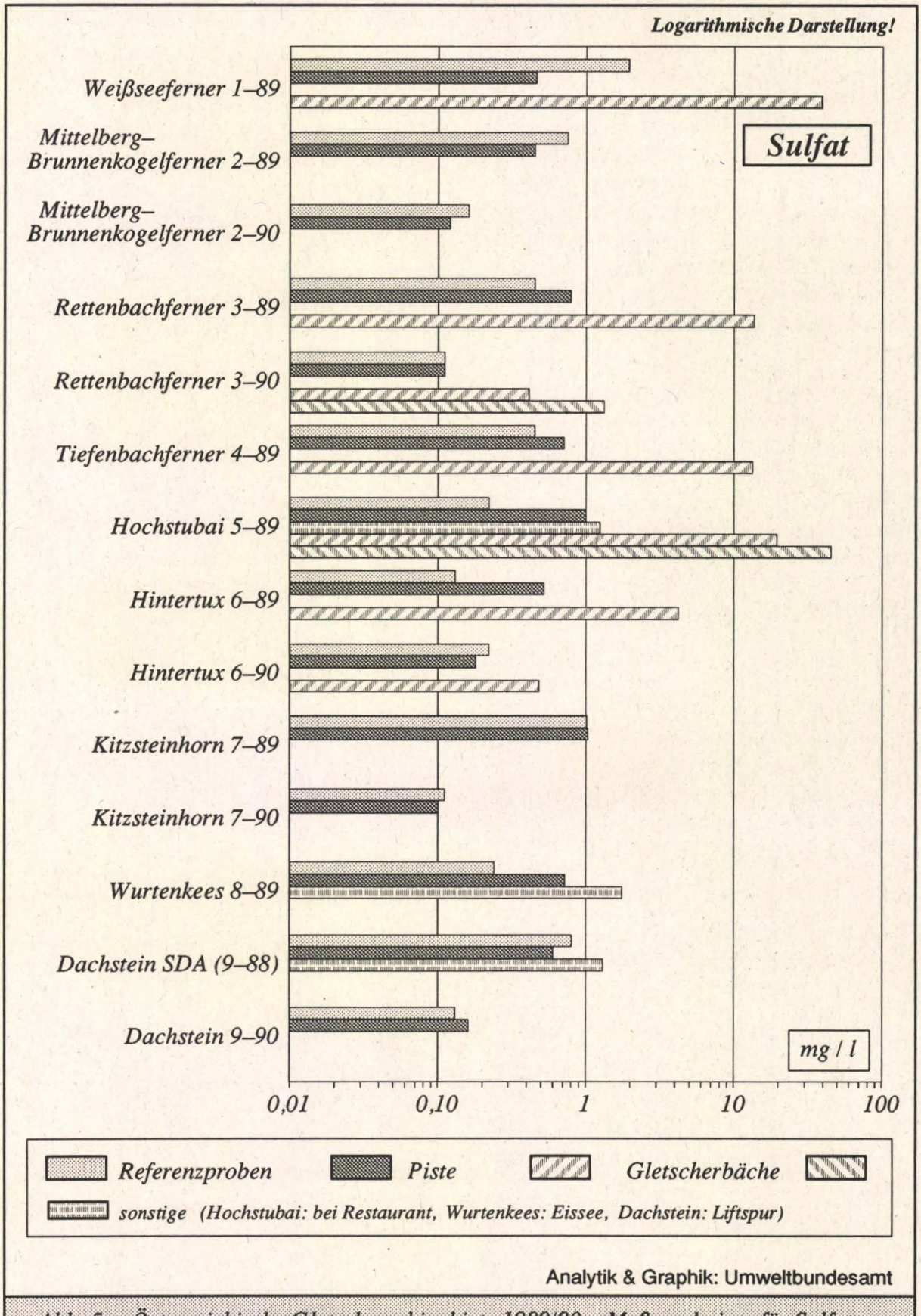


Abb. 5: Österreichische Gletscherschigebiete 1989/90 – Meßergebnisse für Sulfat

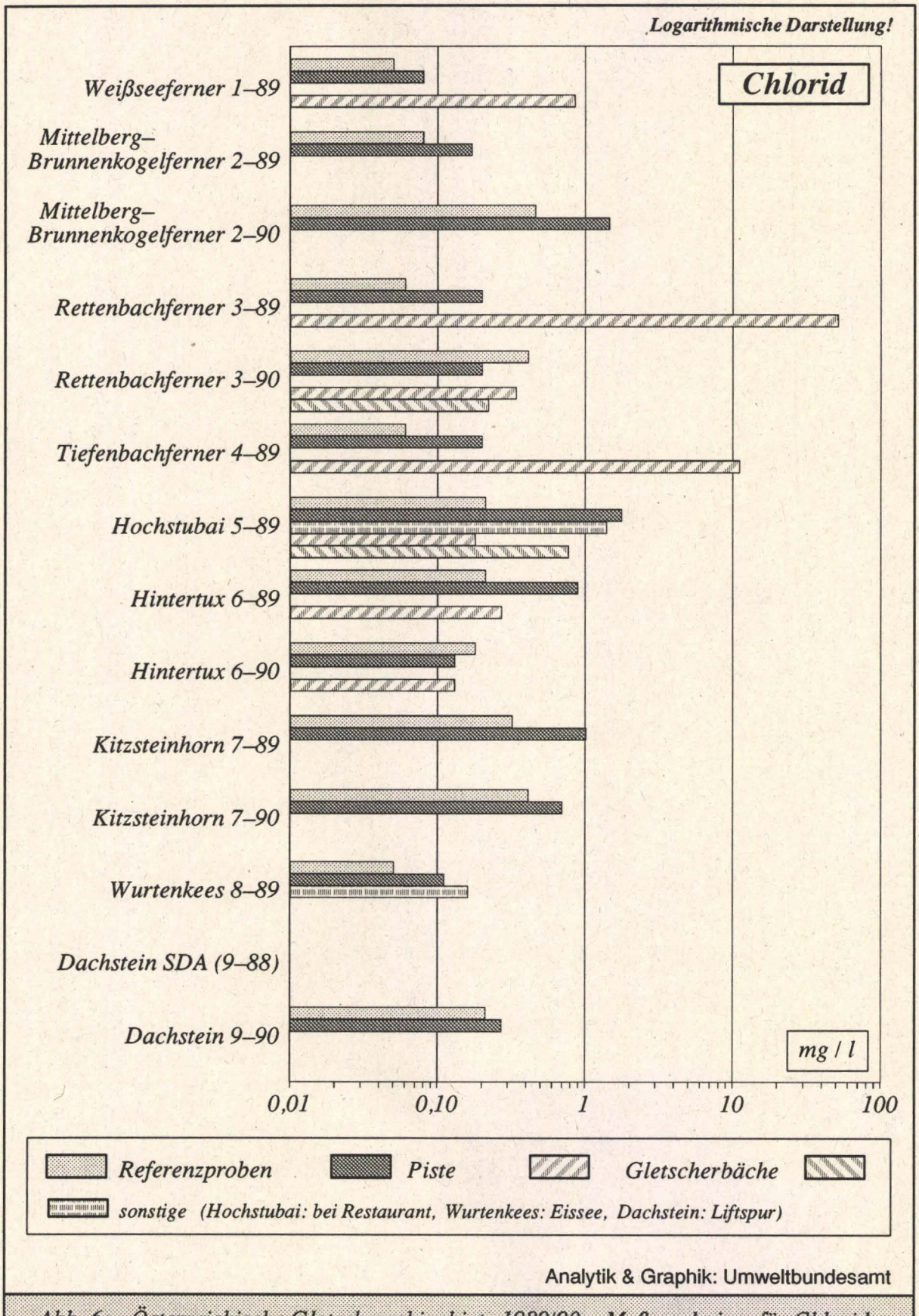


Abb. 6: Österreichische Gletscherschigebiete 1989/90 – Meßergebnisse für Chlorid

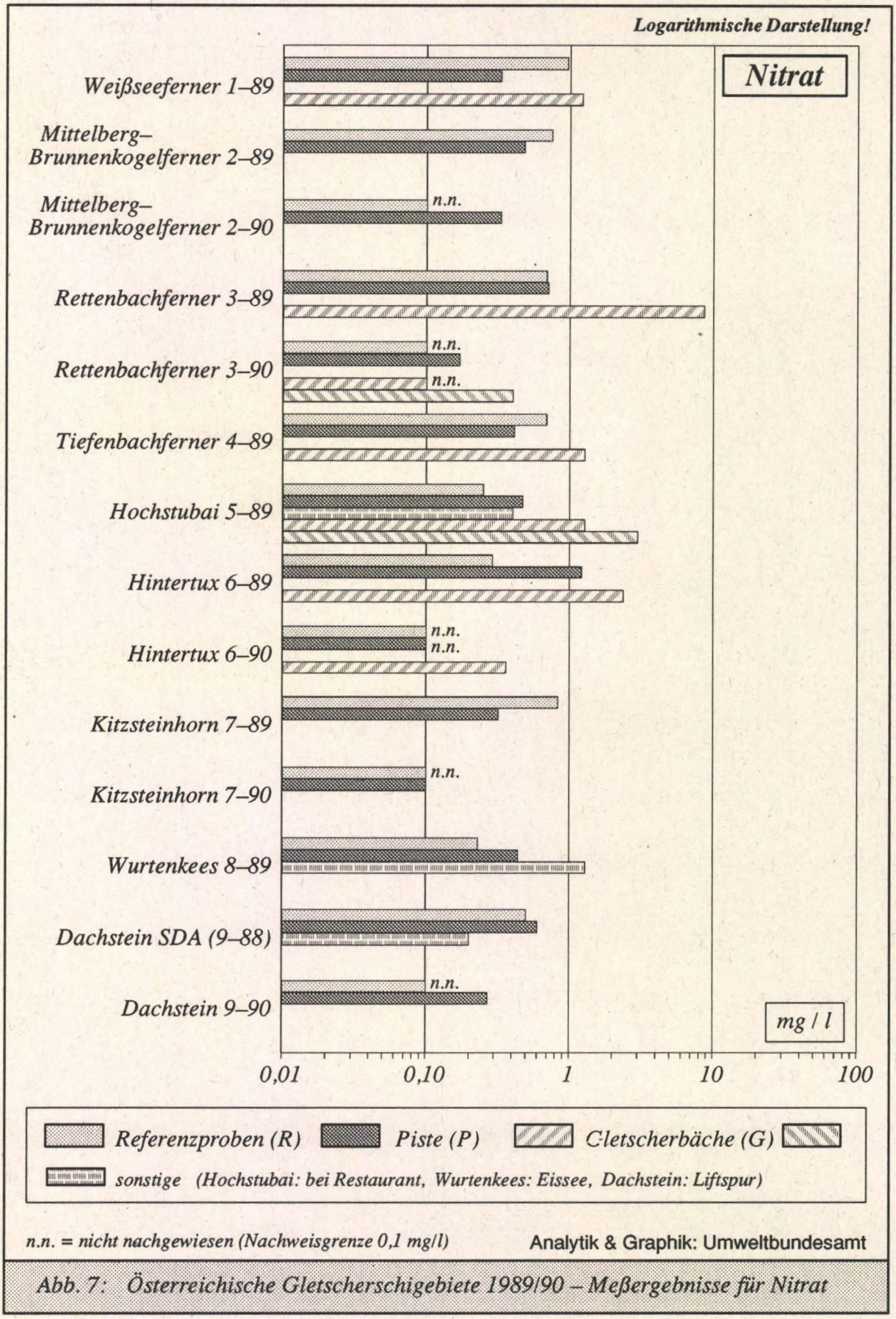


Abb. 7: Österreichische Gletscherschigebiete 1989/90 – Meßergebnisse für Nitrat

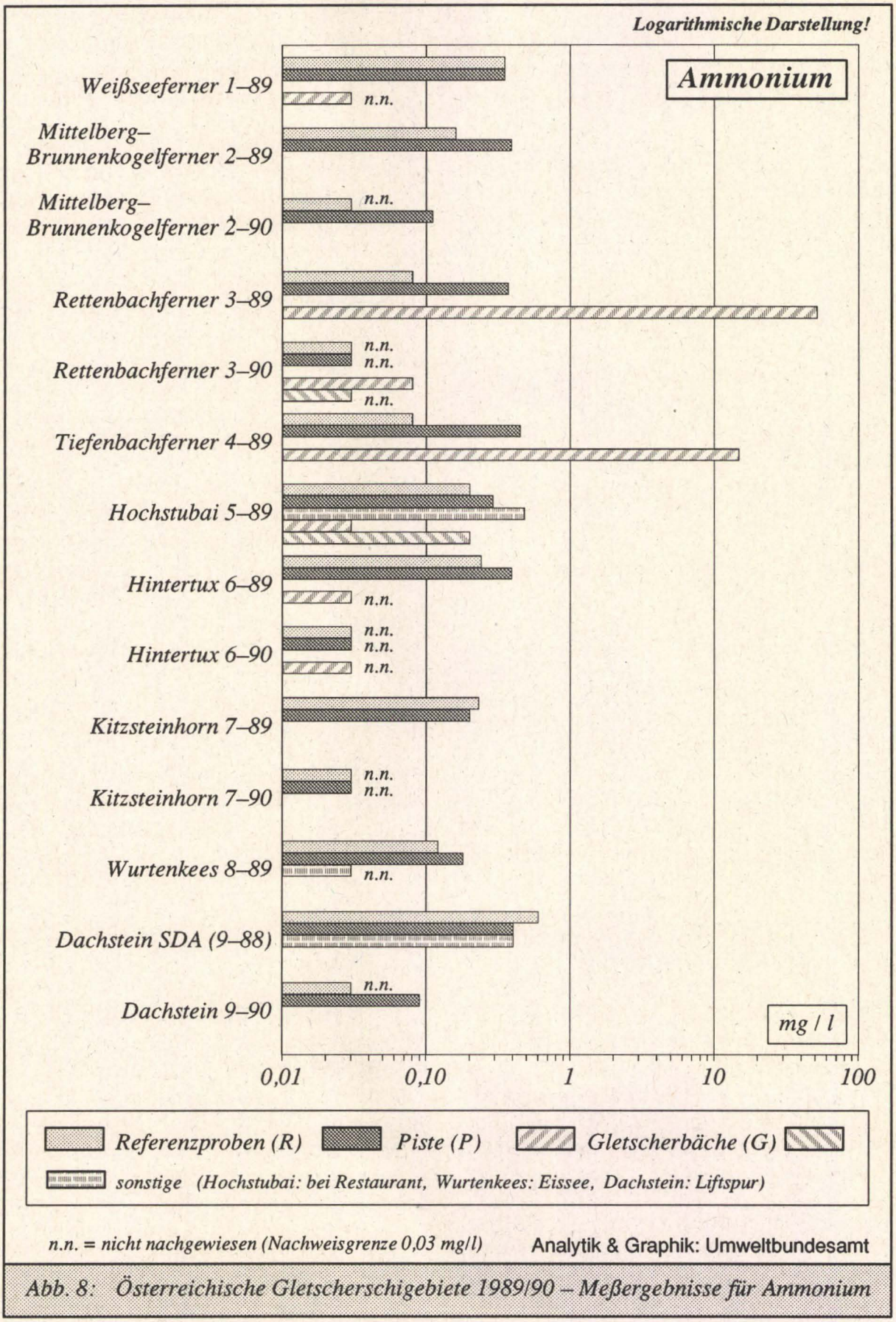


Abb. 8: Österreichische Gletscherschigebiete 1989/90 – Meßergebnisse für Ammonium

Analysiert wurden jene Parameter, die als Verschmutzungsindikatoren für chemische Pistenpräparierung, beziehungsweise häusliches Abwasser anzusehen sind.

Um eine mögliche Belastung von Schnee und Eis mit organischen Verbindungen festzustellen, wurden organische Screeninganalysen durchgeführt.

Es ist besonders zu erwähnen, daß diese Studie einen repräsentativen Überblick bezüglich großflächiger anthropogener Beeinflussung der betreffenden Gebiete geben soll. Es war nicht Gegenstand der Untersuchungen, offensichtlich verunreinigte Stellen wie zum Beispiel Ölspuren, Tropfverluste und dergleichen zu beproben.

Angaben zur Infrastruktur (Aufstiegshilfen, Energieversorgung, Abfallentsorgung) der Gletscherschigebiete ergänzen die chemischen Analysedaten.

Abb. 5 bis 8 zeigen als Beispiel für alle untersuchten Gletscherschigebiete (Probenahme 1989 und 1990, logarithmische Skalierung!) die Meßergebnisse von Sulfat, Chlorid, Nitrat und Ammonium. Chlorid findet in sogenannten Auftaumitteln Verwendung, Nitrat, Ammonium und Sulfat spielen in Schneeverfestigern eine Rolle. Erhöhte Chlorid–, Sulfat– und Ammoniumwerte treten auch bei Verunreinigungen mit häuslichen Abwässern auf.

Die Meßergebnisse der stichprobenartig durchgeführten Untersuchung zeigen, daß sich die Meßergebnisse dieser Parameter bei Referenz– und Pistenproben auf keinem der untersuchten Gletscher wesentlich unterscheiden, und daß die beobachteten Erhöhungen der untersuchten Parameter in der Pistenmischprobe gegenüber den Gehalten in den Referenzproben von den Absolutbeiträgen her als nicht signifikant zu betrachten sind.

Weiters wurden von 6 Gletscherbächen Wasserproben entnommen und untersucht. Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß zum Zeitpunkt der Probenahme 1989 nur die Gletscherbäche von Rettenbach und Tiefenbachferner eine anthropogen bedingte Belastung aufwiesen, die jedoch eher auf häusliche Abwässer als auf andere Verunreinigungsquellen hindeutet.

Die Ergebnisse der Untersuchungen werden 1991 in der Serie "Monographien" des Umweltbundesamtes veröffentlicht.

3.2.2.6 Analyse von Schneeproben des Wurtenkees (Ktn) auf speziellen Schadstoffeintrag

Am 28. August 1990 wurden von Mitgliedern des Alpenvereins auf der Piste des Wurtenkees zwei Schneeproben entnommen, die das Umweltbundesamt sowohl auf wasserspezifische Parameter als auch auf Verunreinigungen organischer Herkunft untersuchte.

Die Proben waren inhomogen. Sie bestanden aus einer klaren wässrigen und einer darauf schwimmenden, dunkelgrauen, zähflüssigen organischen Phase. Die organische Phase schließt einen in organischen Lösungsmitteln unlöslichen Feststoffanteil ein. Beide Proben wurden auf wasserspezifische Parameter untersucht. Darüber hinaus wurde von einer Probe (a) eine gaschromatographisch – massenspektrometrische und eine Infrarot–Analyse durchgeführt.

Als Resultat kann angegeben werden, daß die Schneeproben mit Motor– bzw. Hydrauliköl verunreinigt sind; dies kommt

auch in den Ergebnissen für die organische Belastung der wässrigen Phase zum Ausdruck (Tab. 5).

Tab. 5: Organische Belastung der analysierten Schneeproben (Piste Wurtenkees)

Parameter	Einheit	Probe a	Probe b
Total Organic Carbon (TOC)	(ppm)	119	24
Dissolved Organic Carbon (DOC)	(ppm)	50	12
Summe der Kohlenwasser-stoffe (C H)	(ppm)	11.370	2.220

Die extrem hohe Summe der Kohlenwasserstoffe steht im Einklang mit den Analysedaten für TOC und DOC. Weiters bestätigen einander die Werte für Kohlenwasserstoffe und die gaschromatographisch – massenspektrometrische Untersuchung der Piste.

Das Ergebnis der Infrarotanalyse wird sowohl durch die Einzelsubstanzanalytik als auch durch die Summenparameterwerte und dem ermittelten Siedebereich gefestigt. Ein Bibliotheksvergleich mit dem gemessenen Infrarotspektrum weist auf Getriebe– oder Motoröl hin.

Da diese Proben überbracht wurden, kann über ihre Herkunft keine Aussage gemacht werden. Die Ergebnisse der Unternehmung bestätigen das optische Erscheinungsbild der Proben, nämlich, daß sie nicht für größere Gletscherflächen repräsentativ sein können.

3.3 Boden

3.3.1 Untersuchung von Grünlandböden im Raum Linz (OÖ) auf Schwermetalle und organische Schadstoffe

Einleitung, Zielsetzung

In den Jahren 1989 bis 1991 führte das Umweltbundesamt im Raum Linz eine Bodenuntersuchung durch. Auf 26 Grünlandstandorten sollte der aktuelle Belastungsgrad der Böden mit Schwermetallen, polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH), polychlorierten Biphenylen (PCB), polychlorierten Dibenzodioxinen und –furanen (PCDD/PCDF), Hexachlorcyclohexan (HCH) und Chlorbenzolen festgestellt werden. Eine detaillierte Bewertung der gefundenen Bodengehalte ist in der Publikation "Schadstoffe im Raum Linz" (Umweltbundesamt, Monographien Bd. 29) enthalten.

Schwermetalle in Böden des Raumes Linz

Die Böden wurden auf die Elemente Eisen, Mangan, Zink, Blei, Kupfer, Nickel, Chrom, Cadmium, ausgewählte Standorte zusätzlich auf die Elemente Arsen und Quecksilber, untersucht.

Dabei fielen v.a. die Standorte 2 (VOEST–Sportplatz) und 11 (Kokerei) im VOEST–Betriebsgelände durch deutliche Überschreitungen der Grenzwerte auf, die bei Ausbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzte Flächen gelten würden. Diese Werte lagen auf Standort 2 bei 360 mg Zink pro kg und 120 mg Blei pro kg sowie auf Standort 11 bei 160 mg Blei pro kg und 82 mg Nickel pro kg Boden. Insgesamt wurde auf diesen beiden Standorten eine erhöhte Belastung für die Summe der Elemente Zink, Blei, Kupfer, Nickel, Chrom und Cadmium gefunden (Abb. 1).

Eine Grenzwertüberschreitung bei Quecksilber gab es mit 1,2 mg Quecksilber pro kg auf Standort 9 (Freinberg), der weitab vom städtischen Ballungsgebiet bzw. Industriegebiet liegt.

Der Vergleich mit den Ergebnissen anderer Bodenuntersuchungen im Raum Oberösterreich ergab für die Elemente Zink, Blei, Kupfer, Nickel, Cadmium und Quecksilber Hinweise einer deutlichen anthropogen bedingten Belastung von Grünlandstandorten im Raum Linz.

In Tab. 1 sind die Mediane bzw. die Bereiche der in der Oberschicht von Grünlandböden gefundenen Gehalte aufgelistet.

Tab. 1 : Schwermetallgehalte der Grünlandböden im Raum Linz (Tiefe 0–5 cm)

		Median	Bereich
Eisen	(%)	2,46	0,88 – 6,96
Mangan	(mg/kg)	665,0	305,0 – 2580,0
Zink	(mg/kg)	120,0	70,0 – 360,0
Blei	(mg/kg)	45,0	25,0 – 160,0
Kupfer	(mg/kg)	52,0	27,0 – 85,0
Nickel	(mg/kg)	38,0	24,0 – 82,0
Chrom	(mg/kg)	32,0	15,0 – 57,0
Cadmium	(mg/kg)	0,26	0,08 – 0,61
Arsen	(mg/kg)	4,2	<0,5 – 9,4
Quecksilber	(mg/kg)	0,26	0,07 – 1,2

Generell sollte die Bewahrung natürlich bedingter Schwermetallgehalte im Boden Ziel des Bodenschutzes darstellen. Umso mehr gilt es, auf bereits höher belasteten Flächen weitere Schwermetalleinträge zu verhindern.

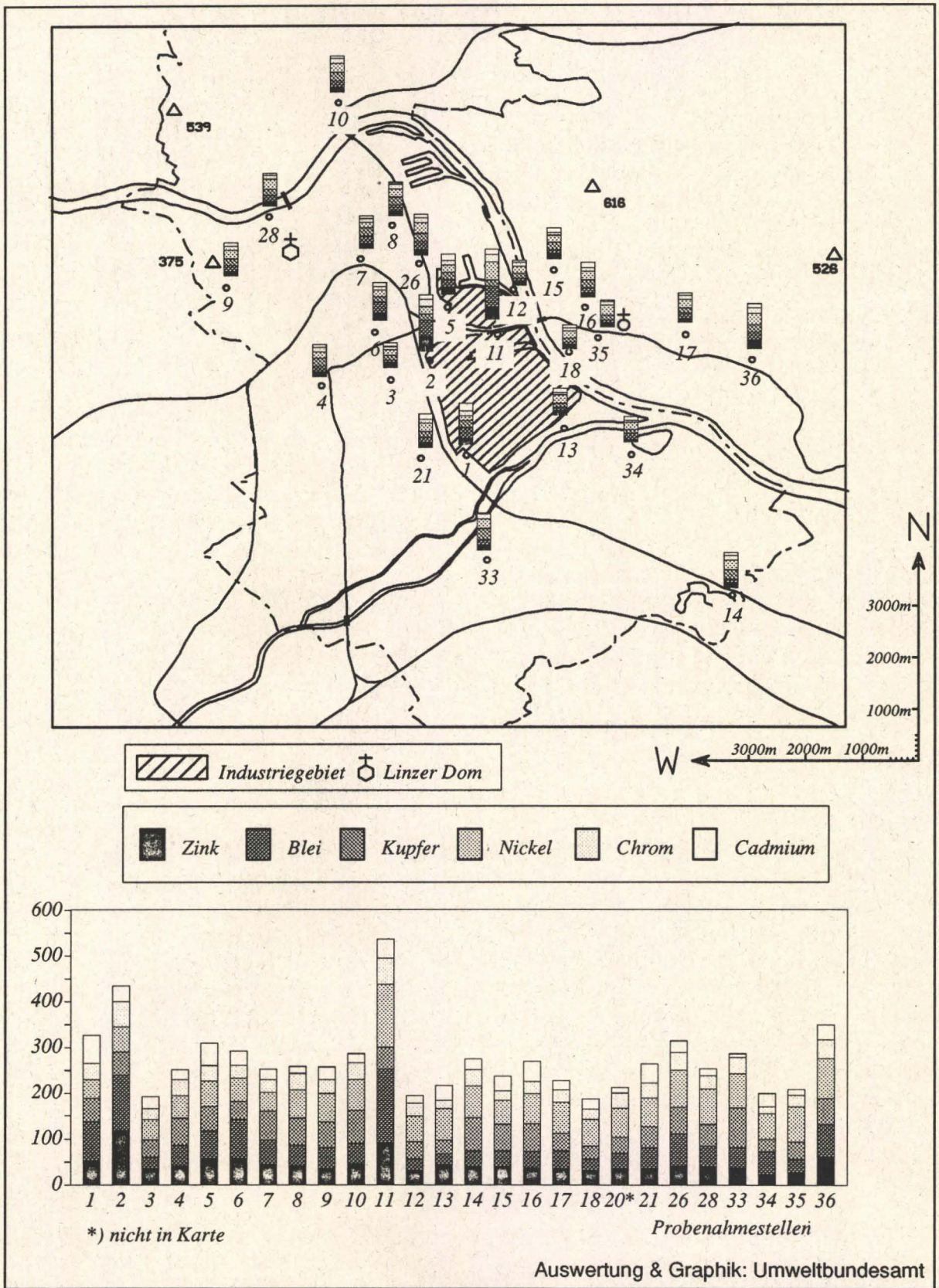


Abb. 1 : Summe der Anteile (%) vom jeweiligen Grenzwert für die Elemente Zink, Blei, Kupfer, Nickel, Chrom und Cadmium in Grünlandböden

Polycyclische aromatische Kohlen–wasserstoffe (PAH) in Böden des Raumes Linz

Mittels Hochleistungsflüssigkeitschromatographie bzw. Gaschromatographie/Massenspektrometrie wurden die Bodenproben auf 18 PAH untersucht. Der höchste PAH–Wert wurde mit 79 mg/kg TS (Summe aus 18 PAH) erwartungsgemäß auf Standort 11 (Kokerei) im Industriegelände der VOEST festgestellt. Dies bestätigt einmal mehr die Bedeutung von Kokereien als PAH–Emittenten.

Der nahegelegene Standort 6 (Spielplatz Poschacherstraße) wies mit 24,4 mg/kg TS (Summe der 18 PAH) im Vergleich zu den anderen Standorten ebenfalls deutlich erhöhte Gehalte auf.

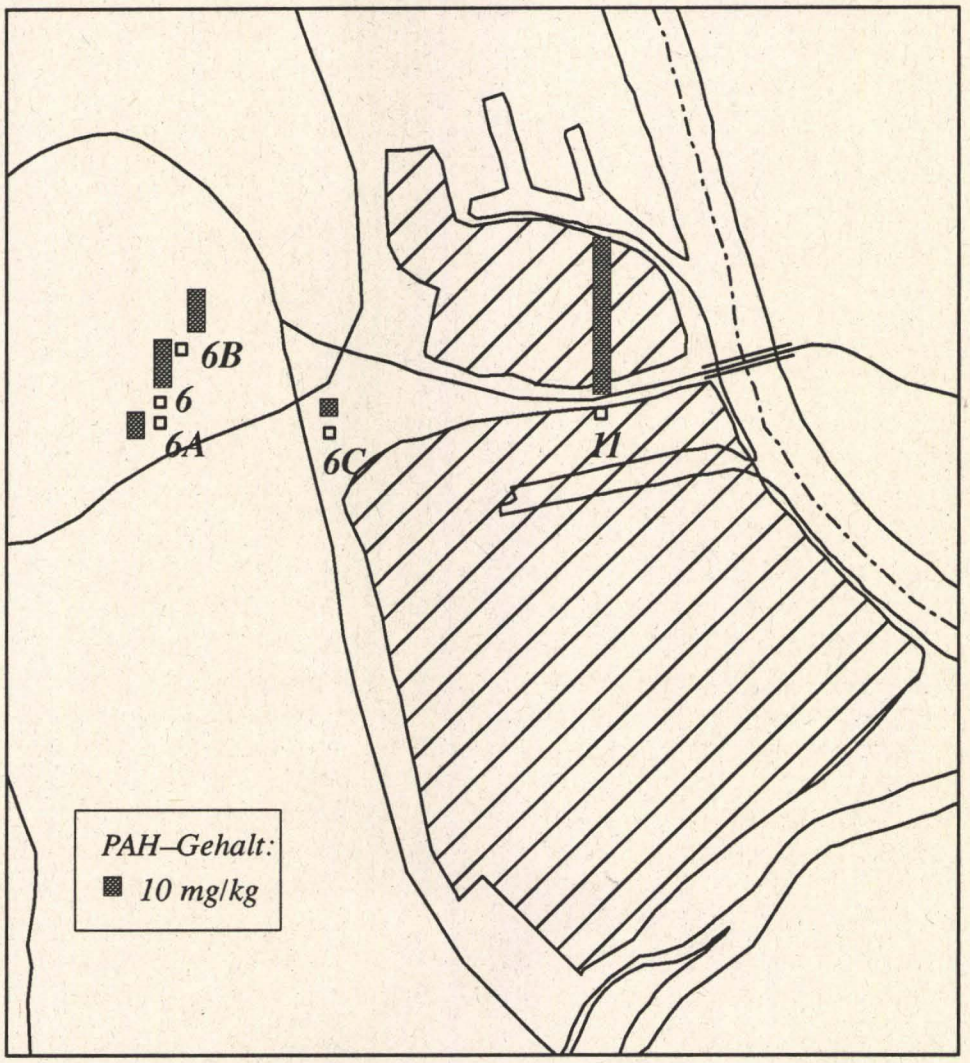
Aufgrund der hohen PAH–Belastung dieser beiden Standorte wurden weitere Grünlandstandorte unmittelbar westlich der Kokerei untersucht. Zusätzlich wurde ein Bodenprofil von Standort 6, getrennt nach den Schichten 0 – 5 cm, 5 – 10 cm, 10 – 20 cm und 20 – 30 cm auf PAH analysiert.

Aus Abb. 2 sind die PAH–Gehalte (Summe aus 18 Substanzen) der zusätzlich untersuchten Standorte und der Standorte 6 und 11 zu entnehmen. Wie ersichtlich, weist Standort 6 (Spielplatz Poschacherstraße) die höchste PAH–Belastung außerhalb des Industriegebietes auf. Die Auswertung des Tiefenprofiles ergab, daß die PAH–Gehalte dieses Standortes mit der Tiefe stetig zunehmen und in der Schicht von 20 – 30 cm bereits 45,3 mg/kg TS (Summe aus 18 PAH) betragen. In nicht vorbelasteten Böden, die über PAH–Immissionen aus der Luft belastet werden, reichern sich die PAH in der Regel in den obersten Zentimetern an, und die Gehalte nehmen mit der Tiefe deutlich ab. Standort 6 dürfte daher eine Altlast darstellen bzw. durch Aufschütten von bereits belastetem Bodenmaterial kontaminiert worden sein. Die Standorte 6 A, 6 B und 6 C weisen aber im Vergleich zu den anderen Standorten ebenfalls erhöhte Gehalte im Oberboden auf, was vermutlich auf die Nähe zur Kokerei zurückzuführen ist (s. Abb. 2).

In der angegebenen Summe der PAH sind sowohl Substanzen enthalten, die toxikologisch weniger relevant sind, als auch solche, deren Kanzerogenität in Tierversuchen bereits eindeutig nachgewiesen wurde.

Deshalb wird in Tab. 2 neben dem PAH–Summengehalt auch der Gehalt an Benzo–a–pyren (BaP) – einem nachweislich starken Kanzerogen – angegeben. Wie ersichtlich, liegen die BaP–Gehalte deutlich über dem in Deutschland verschiedentlich vorgeschlagenen Richtwert von 0,1 mg/kg TS für Kinderspielplätze. Dieser Richtwert wurde unter Vorsorgegesichtspunkten wegen der Gefahr von BaP–Aufnahme bei Hand–zu–Mund–Kontakt von im Freien spielenden Kindern abgeleitet.

Als vorrangige Maßnahmen zur Senkung der PAH–Belastung des Raumes Linz sollten die weitere Sanierung der Linzer Kokerei sowie ein Ersatz von Kohle– oder Koksfeuerungen in den Haushalten durch z.B. Gasheizung oder Fernwärme beschleunigt durchgeführt werden.



Auswertung & Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 2: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Oberboden (0–5cm) der höherbelasteten Standorte im Raum Linz (Summe von 18 PAH)

Tab. 2: PAH–Gehalte (Summe von 18 PAH) und BaP–Gehalte der höher belasteten Standorte im Raum Linz (in mg/kg)

Standorte	6	6 A	6 B	6 C	11
PAH–Summe	24,4	13,3	21,5	9,0	79,0
BaP	0,99	0,62	0,96	0,43	4,6

Polychlorierte Biphenyle (PCB) in Böden des Raumes Linz

Zur Bewertung der Bodenbelastung durch PCB wurden sechs standardmäßig analysierte PCB–Kongenere herangezogen (s. Abb. 3).

Der Median der gemessenen PCB–Gehalte (Summe der 6 PCB) lag bei 14,2 µg/kg TS (6,4 – 95 µg/kg TS, n = 26).

Die überwiegende Mehrheit der Grünlandböden wies PCB–Gehalte auf, die im bzw. knapp über dem Bereich von "unbelasteten" Böden lag. Deutlich höher belastet waren v.a. industrienahe Standorte, wobei der Maximalwert mit 95 µg/kg TS für den Standort 1 (Strattnerstraße) etwa 10 x so hoch wie die Hintergrundbelastung war (Abb. 3). Der Richtwert für eine nähere Untersuchung nach der "Holländischen Liste" liegt jedoch um eine 10er–Potenz höher, sodaß von einer weiteren Überprüfung abgesehen werden kann.

Aufgrund der entsprechenden Gesetzeslage in Österreich und vielen anderen industrialisierten Staaten, der stetigen Substitution und laufend verminderten Produktion dieser Substanzen sollte die PCB–Belastung in Zukunft jedoch abnehmen.

Polychlorierte Dibenzodioxine und –furane (PCDD/PCDF) in Böden des Raumes Linz

Die PCDD/PCDF–Untersuchung von Böden von Grünlandstandorten im Raum Linz ergab mit Werten zwischen 1,6 und 14,4 ng/kg toxischen Äquivalenten (Median = 3,3 ng/kg TS, n = 13), wie für einen Ballungsraum zu erwarten war, gegenüber Hintergrundwerten leicht erhöhte Gehalte. Der höchste Gehalt wurde in der Nähe der ehemaligen Spitalmüllverbrennungsanlage des Allgemeinen Krankenhauses gefunden. Ähnliche Werte ergaben die beiden Standorte am Prallhang zum Industriegebiet (Abb. 4).

Aufgrund der gemessenen Bodengehalte an PCDD/PCDF sind keine Einschränkungen der Nutzung notwendig. Die allgemeine Empfehlung des Bundesgesundheitsamtes Berlin, über 5 ng/kg toxische Äquivalente die landwirtschaftliche Nutzung einzuschränken, bezieht sich auf Nutzungen, die eine Bodenbearbeitung erfordern. Da sich die gemessenen Werte auf eine geringe Bodentiefe beziehen (0–5 cm) und sich PCDD/PCDF in der obersten Bodenschicht anreichern, würde der PCDD/PCDF–Gehalt nach erfolgter Bodenbearbeitung, z.B. für Salat– oder Karottenanbau, unter dem Richtwert für die Einschränkung der landwirtschaftlichen Nutzung liegen.

Um eine weitere Erhöhung der Bodenbelastung hintanzuhalten, vor allem aber, um die Belastung von Nahrungs– und Futterpflanzen möglichst gering zu halten, sind trotzdem Quellen, die einen laufenden Neueintrag von Dioxinen verursachen, ausfindig zu machen und zu sanieren.

Hexachlorcyclohexan (HCH) in Böden des Raumes Linz

Die Grünlandstandorte des Raumes Linz waren insgesamt sehr gering mit HCH belastet. Der Median der gemessenen HCH–Gehalte (Summe von Alpha–, Beta–, Gamma–, Delta–HCH) lag bei 40 ng/kg TS (n.n. – 513 ng/kg TS, n = 26). Die vergleichsweise höheren Konzentrationen wurden auf den Standorten im städtischen Bereich festgestellt.

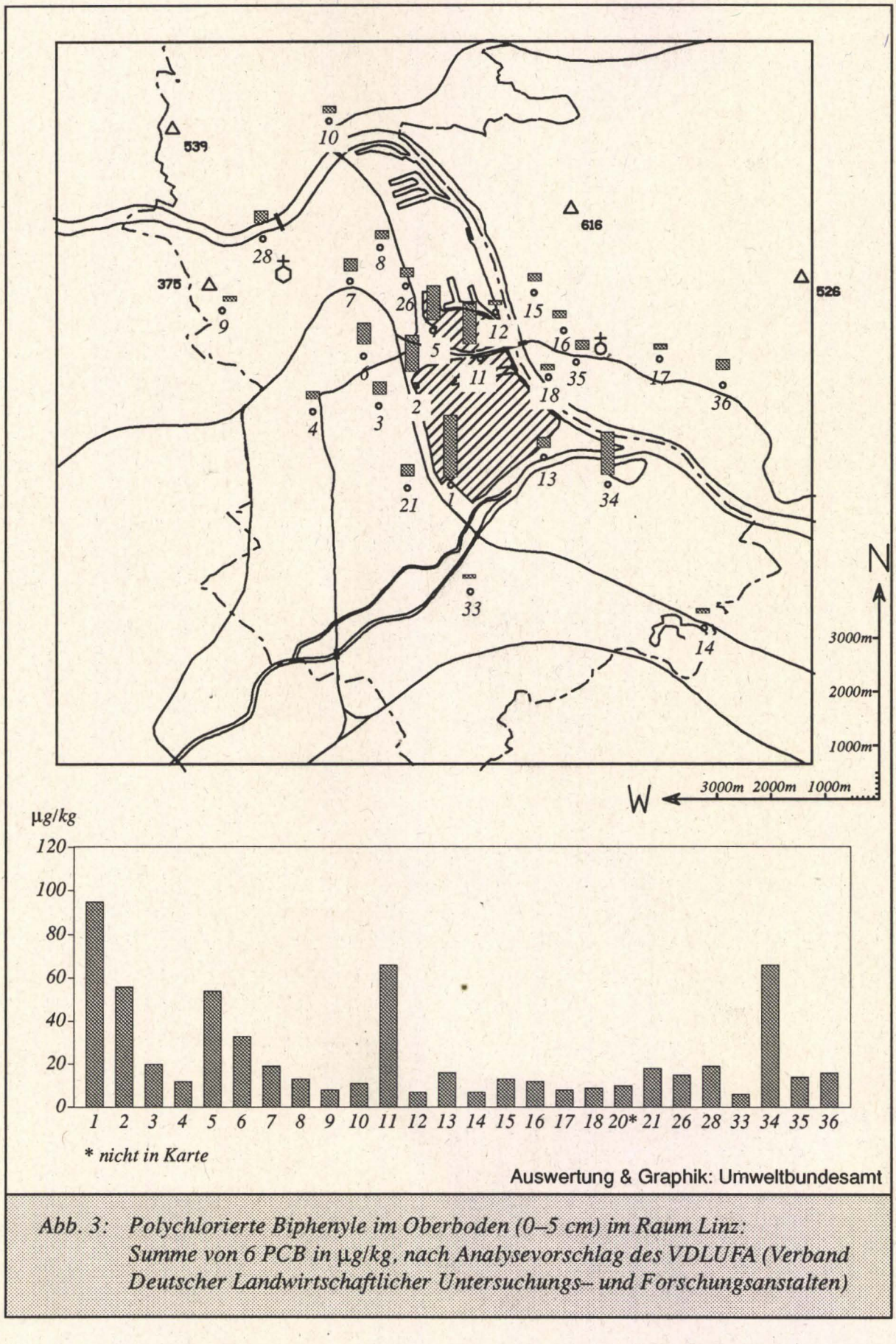


Abb. 3: Polychlorierte Biphenyle im Oberboden (0–5 cm) im Raum Linz: Summe von 6 PCB in µg/kg, nach Analysevorschlag des VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs– und Forschungsanstalten)

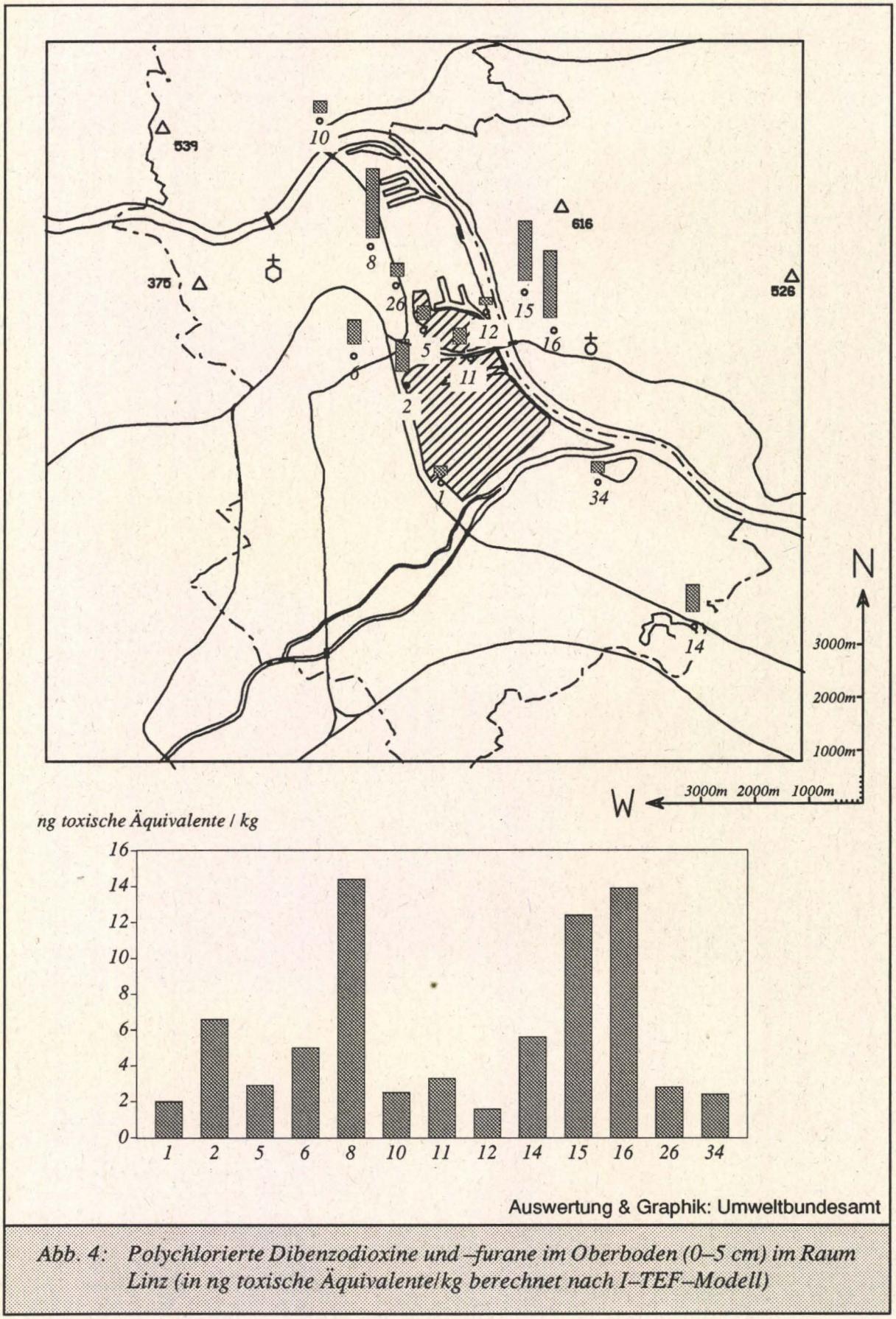


Abb. 4: Polychlorierte Dibenzodioxine und –furane im Oberboden (0–5 cm) im Raum Linz (in ng toxische Äquivalente/kg berechnet nach I–TEF–Modell)

Chlorbenzole (Penta–, Hexachlorbenzol) in Böden des Raumes Linz

Auch die festgestellten Penta– und Hexachlorbenzol–Gehalte waren sehr niedrig. Der Median der gemessenen Chlorbenzol–Konzentrationen (Summe aus Penta– und Hexachlorbenzol) lag bei 150 ng/kg TS (n.n. – 1428 ng/kg TS, n = 26). Hexachlorbenzol war durchwegs in höheren Konzentrationen als Pentachlorbenzol im Boden vorhanden. Höhere Gehalte wurden wiederum eher im städtischen Bereich festgestellt.

3.3.2 Einfluß von Kfz–Emissionen auf Vegetation, Boden und Bodenleben im Bereich der Scheitelstrecke der Tauernautobahn (Sbg)

Die Tauernautobahn zählt zu den wichtigsten nationalen und internationalen Verkehrsverbindungen. Mit einer durchschnittlichen Frequenz von 10.000 Fahrzeugen pro Tag (Spitze bis 40.000 Kfz/d) ist die Verkehrsbelastung außerordentlich hoch. Der Anteil ausländischer Kraftfahrzeuge daran beträgt etwa zwei Drittel. Aus diesem Grund kommt die gegenüber den meisten Nachbarländern strengere österreichische Gesetzgebung kaum zum Tragen.

Etwa 10 % des Verkehrsaufkommens ist dem Lkw–Verkehr zuzuzählen. Wenn auch keine genauen Zählungen vorliegen, ist hier der Auslandsanteil noch höher als bei Pkw.

Im Untersuchungsgebiet wurden Böden und Grünland sowohl auf die verkehrsspezifischen "klassischen" Parameter Blei, Cadmium und Zink als auch auf die verkehrsbedingten organischen Schadstoffe (polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe = PAH) sowie auf Brom untersucht. Ergänzend dazu wurden bodenzoologische Untersuchungen vorgenommen. Angesichts der großen Menge der auf der Tauernautobahn eingesetzten Auftausalze wurde außerdem der Chlorgehalt von Böden und Pflanzen bestimmt.

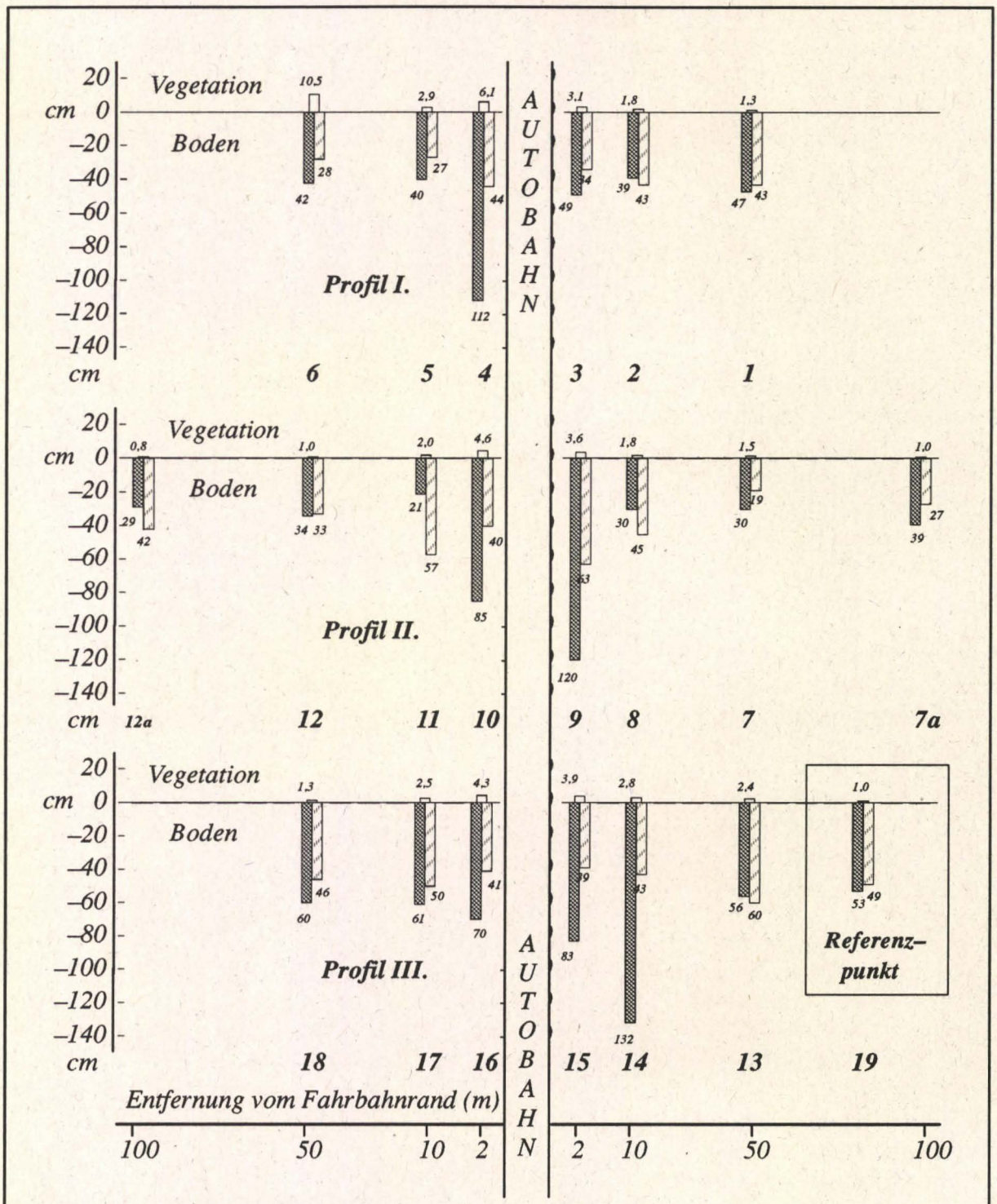
In Ergänzung dieses Untersuchungsprogrammes wurden auch Fichtennadeln von Bäumen autobahnnaher Standorte auf ihren Gehalt an Schwermetallen und Schwefel analysiert. Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen sollten zeigen, inwieweit verkehrsbedingte Aerosole einen Einfluß auf die Vitalität von Fichten haben.

Folgende Ergebnisse sind als bemerkenswert hervorzuheben:

⇒ Allen Untersuchungsergebnissen gemeinsam ist die Tatsache, daß die Konzentration des jeweiligen Parameters mit zunehmender Distanz von der Autobahn abnimmt und daß bereits in einer Entfernung von 50 Metern Werte gemessen werden, die im Vergleich zu den am (autobahnfernen) Referenzpunkt gemessenen Werten als "normal" bezeichnet werden können.

⇒ Im Nahbereich der Autobahn mußten maßgebliche Schadstoffbelastungen festgestellt werden und zwar an

– *Blei*, für das an 3 von 18 Probenahmestellen Grenzwertüberschreitungen (bezogen auf die Steiermärkische Klärschlammverordnung) festgestellt wurden. Bereits in einer Entfernung ab 10 m von der Autobahn konnte eine Normalisierung der Werte registriert werden (s. Abb. 5; die Meßpunkte 4, 9 und 14, an denen in Proben des Oberbodens Spitzenwerte von mehr als 100 mg Blei pro kg Trockensubstanz ermittelt wurden, werden aufgrund der jeweiligen Geländestruktur von einem kontinuierlichen Abgasstrom getroffen).



Profil I: km 87,5 (beim Südportal des Tauerntunnels);
Profil II: km 92,5 (nahe Marislbach);
Profil III: km 103,0 (südöstlich von Oberweißburg).

Meßwerte für Bodenproben in mg/kg (luftgetrocknet), für Vegetation in mg/kg Trockensubstanz.

Analytik & Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 5: Bleigehalt (mg/kg) in Oberboden (OB), Unterboden (UB) und Vegetation (V) an Probenahmestellen entlang der Scheitelstrecke der Tauernautobahn

– *Cadmium und Zink.* Beide Metalle treten zwar in erhöhten Konzentrationen auf, überschreiten aber, bezogen auf die Steiermärkische Klärschlammverordnung, die Grenzwerte in keinem Fall. Auch in Grünlandproben konnten erhöhte Werte nachgewiesen werden.

– *Polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH).* Für keine der 15 Verbindungen, einschließlich der als kanzerogen angenommenen, wurden in Boden und Vegetation bedeutend erhöhte Werte gefunden.

– *Chlor*, das infolge seines massiven Einsatzes als Auftaumittel in großen Mengen im Boden, aber auch in Grünlandproben nachgewiesen werden konnte (bis zu einem Vielfachen des am Referenzstandort .gemessenen Wertes). Der Trend zur Konzentrationsabnahme mit der Entfernung zur Autobahn ist in den Unterböden stärker zu beobachten als in den Oberböden.

⇒ Bodenzoologische Untersuchungen weisen mit Annäherung an die Autobahn eine Abnahme der Artenvielfalt sowie der Biomasse nach.

⇒ Die morphologischen Nadelanalysen (Höhenprofil "Stampernitzen") bestätigen die Abnahme der Schädigungen der Wachsschicht und der Atmungsorgane sowie der Staubbelastung mit zunehmender Entfernung von der Autobahn.

Die Ergebnisse der Studie rechtfertigen eine Empfehlung, die analog zum Erlaß des Bundesministers für Gesundheit und Öffentlicher Dienst vom 7. Jänner 1989 über "Landwirtschaftliche Produkte mit dem Bezeichnungselement *biologisch* und daraus hergestellte Produkte – einschließlich Futtermittel" – in einem Bereich von 50 m zu beiden Seiten von Autobahnen nicht genutzt werden dürfen. In diesem Sinne sollten auch Pachtverträge zwischen Autobahnbetreibern und Landwirten, die Nutzung der Autobahnbegleitflächen betreffend, neu geregelt werden.

Lit.: KASPEROWSKI, E.; FRANK, E., et al. (1989): Boden– und Vegetationsuntersuchungen im Bereich der Scheitelstrecke der Tauern–Autobahn. Monographien 15. Umweltbundesamt, Wien.

3.3.3 Untersuchungen auf Pestizidrückstände in Boden– und Grundwasserproben des Marchfeldes (NÖ)

Das Umweltbundesamt hat in Zusammenarbeit mit Landwirten aus dem Bezirk Gänserndorf, einem der fruchtbarsten und landwirtschaftlich am intensivsten genutzten Gebiet Österreichs, Untersuchungen auf Rückstände von Pflanzenschutzmitteln (Pestiziden) in Boden und Grundwasser durchgeführt. (s. Abb. 6)

Boden– und Grundwasserproben wurden auf jene Pestizide untersucht, deren Anwendung im Bezirk Gänserndorf allgemein üblich und weit verbreitet ist. Es handelt sich dabei um die Fungizide Bayleton 25 (Triadimefon), Vigil (Diclobutrazol) und Tilt 250 EC (Propiconazol) sowie um die Herbizide 2,4–D, 2,4–DP, MCPA und MCPP.

In den Bodenproben wurden relativ hohe Werte mit bis zu 35 ppb Fungizidwirkstoff und bis zu 5 ppb Herbizidwirkstoff nachgewiesen. Bis zu 35 ppb Fungizidwirkstoff bedeutet, daß 15 Wochen nach der Applikation noch max. 80 % der bei der Spritzung ausgebrachten Wirkstoffmenge in den obersten 20 cm Boden gefunden wurden. Aus diesen Bodenrückstandswerten konnten jedoch keine unmittelbaren Bodenschädigungen abgeleitet werden.

Die Grundwasserproben wurden aus Feldberegnungsbrunnen gezogen. Fungizidrückstände konnten nicht nachgewiesen werden. Demgegenüber kam es bei den Herbiziden zu teilweise sehr starken Überschreitungen der EG–Grenzwerte für Trinkwasser. Die Herbizidwirkstoffe 2,4–D und 2,4–DP wurden in Konzentrationen zwischen 0,1 und 1,5 ppb nachgewiesen. Neun von elf Grundwasserproben lagen bezüglich der 2,4–D–Rückstände und alle Grundwasserproben bezüglich der 2,4–DP–Rückstände über dem EG–Trinkwassergrenzwert für pestizide Einzelwirkstoffe von 0,1 ppb. Die in der EG erlaubte Gesamtkonzentration für pestizide Wirkstoffe im Trinkwasser (0,5 ppb) wurde in allen Grundwasserproben überschritten. Der 2,4–DP–Gehalt betrug das 10– bis 15–fache der in der EG zulässigen Rückstandsmenge. Die Summe der gemessenen Pestizidkonzentrationen entsprach dem doppelten bis fünffachen EG–Grenzwert.

Der Grenzwert für 2,4–D beträgt in Österreich nach dem Österr. Lebensmittelbuch, Kap. B 1 "Trinkwasser" (1989) 50 ppb und ist damit 500–mal höher als in der EG. Dieser österreichische Grenzwert wurde nicht überschritten. Für 2,4–DP existiert in Österreich kein Grenzwert. Eine Verordnung zu Pestiziden im Trinkwasser, die sich an den Regelungen der EG orientiert, ist in Ausarbeitung.

Lit.: SELTENHAMMER–MALINA, E.; HARTL, W., et al. (1989): Pestizidrückstände In Boden– und Grundwasserproben des Bezirkes Gänserndorf. Reports; UBA–89–034. Umweltbundesamt, Wien.

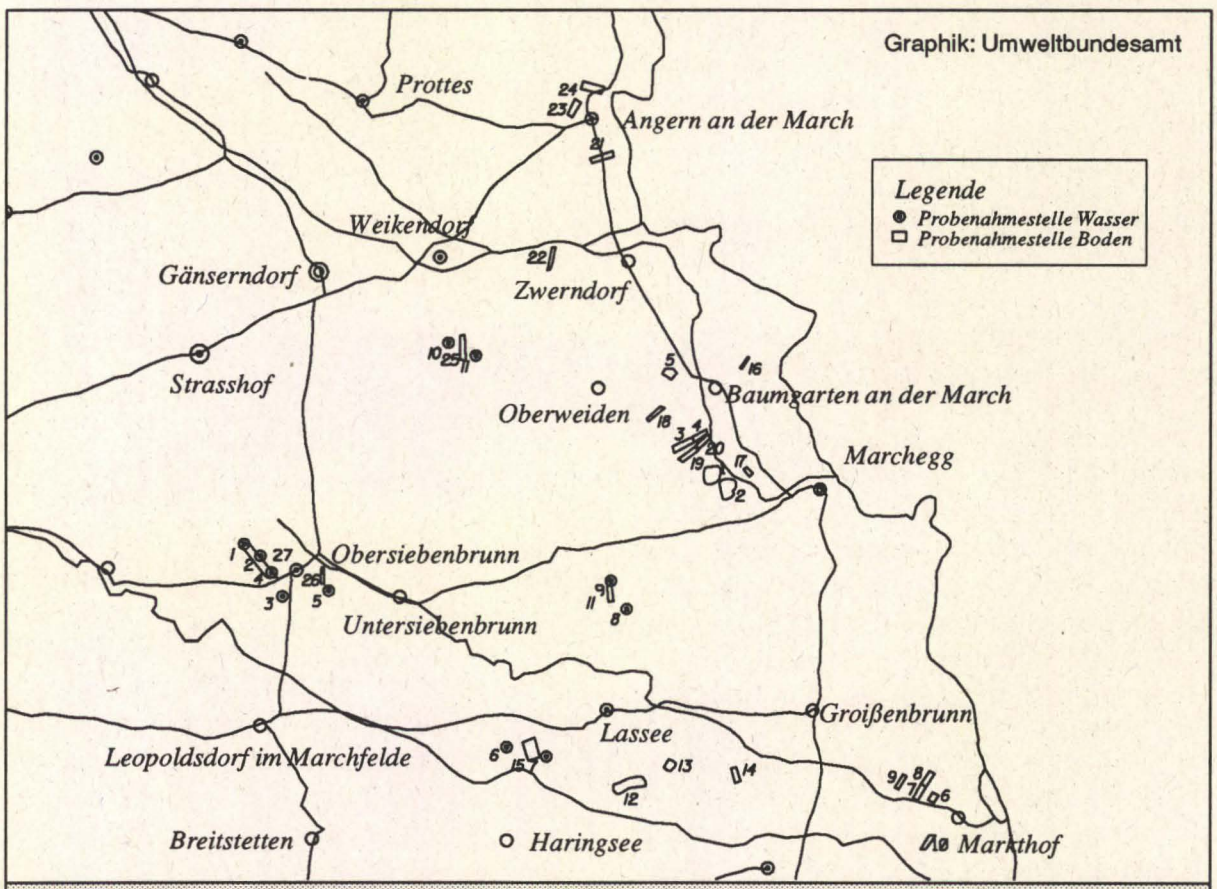


Abb. 6: Boden– und Grundwasserprobenahmestellen im Marchfeld

3.4 Wald

3.4.1 Zeitliche Veränderungen des Waldzustandes von 1984 bis 1989 auf vier Dauerbeobachtungsflächen in Vorarlberg

In den Jahren 1984 und 1985 wurde in Vorarlberg der Waldzustand flächendekkend mit Hilfe von Farbinfrarot–Luftbildern erhoben. Im Zuge dieser Arbeiten wurden auch vier Dauerbeobachtungsflächen angelegt. Diese sind über das Land Vorarlberg verteilt (1984 Schlins, Hohenems; 1985 Jungholz und Mittelberg). Ziel dieser Einrichtung ist die Dokumentation und Analyse der jährlichen Zustandsveränderungen klar definierter, einzelbaumweise lagemäßig genau erfaßter Baumkollektive.

Zu diesem Zweck wurden die Testflächen bis 1989 jährlich (soferne es die Witterung erlaubte, Ende August) im Maßstab 1 : 3.000 überflogen und mit einem Farbinfrarotfilm fotographiert. Ausführliche terrestrische Erhebungen liefen parallel mit der Befliegung bzw. direkt anschließend, um eine optimale Interpretationsschlüsselerstellung zu gewährleisten. Die Probebäume, je Fläche etwa 100, sind vom Luftbild aus mit einem analytischen Stereointerpretationsgerät eingemessen und in der Datenbank des Umweltbundesamtes gespeichert. Es ist daher möglich, jährlich den Zustand derselben Bäume zu erheben und exakt die Veränderungen zu analysieren. Die Durchführung des Projektes erfolgte in Zusammenarbeit des Umweltbundesamtes mit dem Amt der Vorarlberger Landesregierung, dem Bundesamt für Eich– und Vermessungswesen und einer einschlägig mit Umweltfragen befaßten privaten Firma.

Als Grundlage der Berechnungen sind jene Bäume zu verstehen, die jedes Jahr interpretierbar sind (manche Bäume wurden in der Zwischenzeit gefällt, einige fielen wegen der Unmöglichkeit einer völlig ident verlaufenden Befliegung aus der jährlichen Bewertung heraus). Der Zustand der Bäume wird in vier Stufen beurteilt. Grundlage der Zuordnung ist, wie bei terrestrischen Zustandserhebungen, der Grad der Nadelverluste bzw. Kronenverlichtungen. So wie Beurteilungen vom Boden aus sind auch Luftbildauswertungen wegen der unspezifischen Reaktion von Bäumen auf verschiedene Umwelteinflüsse keine Ursachenerhebungen. Die Feststellung der Ursachen von Kronenzustandsveränderungen erfordert zusätzliche, detaillierte Beobachtungen, zum Beispiel biotischer Einflüsse und Messungen beispielsweise des Eintrages von Luftschadstoffen.

Nach Baumarten getrennt ergibt sich folgendes Bild (s. Abb. 1):

Fichte:

Der eher sprunghaften Verschlechterung des Kronenzustandes der Fichten von 1985 auf 1986 folgte nun auf der Testfläche Hohenems seit 1987 jährlich eine leichte Verbesserung (seit 1986 gesamt um 0,18 Einheiten (E)). Auch auf der Fläche Schlins im Walgau ist nun, im Gegensatz zur laufenden Verschlechterung in den vergangenen Jahren, eine eher deutliche Verbesserung festzustellen (0,15 E). Auf der Testfläche Jungholz im Bregenzerwald ist eine völlig andere Entwicklung feststellbar. Den Verbesserungen von 1985 bis 1987 steht ein relativ starker Verschlechterungsschub um gesamt 0,39 E gegenüber. Der Zustand der Fichten auf der Testfläche Mittelberg im Kleinen Walsertal ist hingegen seit Beginn der Beobachtungen 1985 eher gleichbleibend.

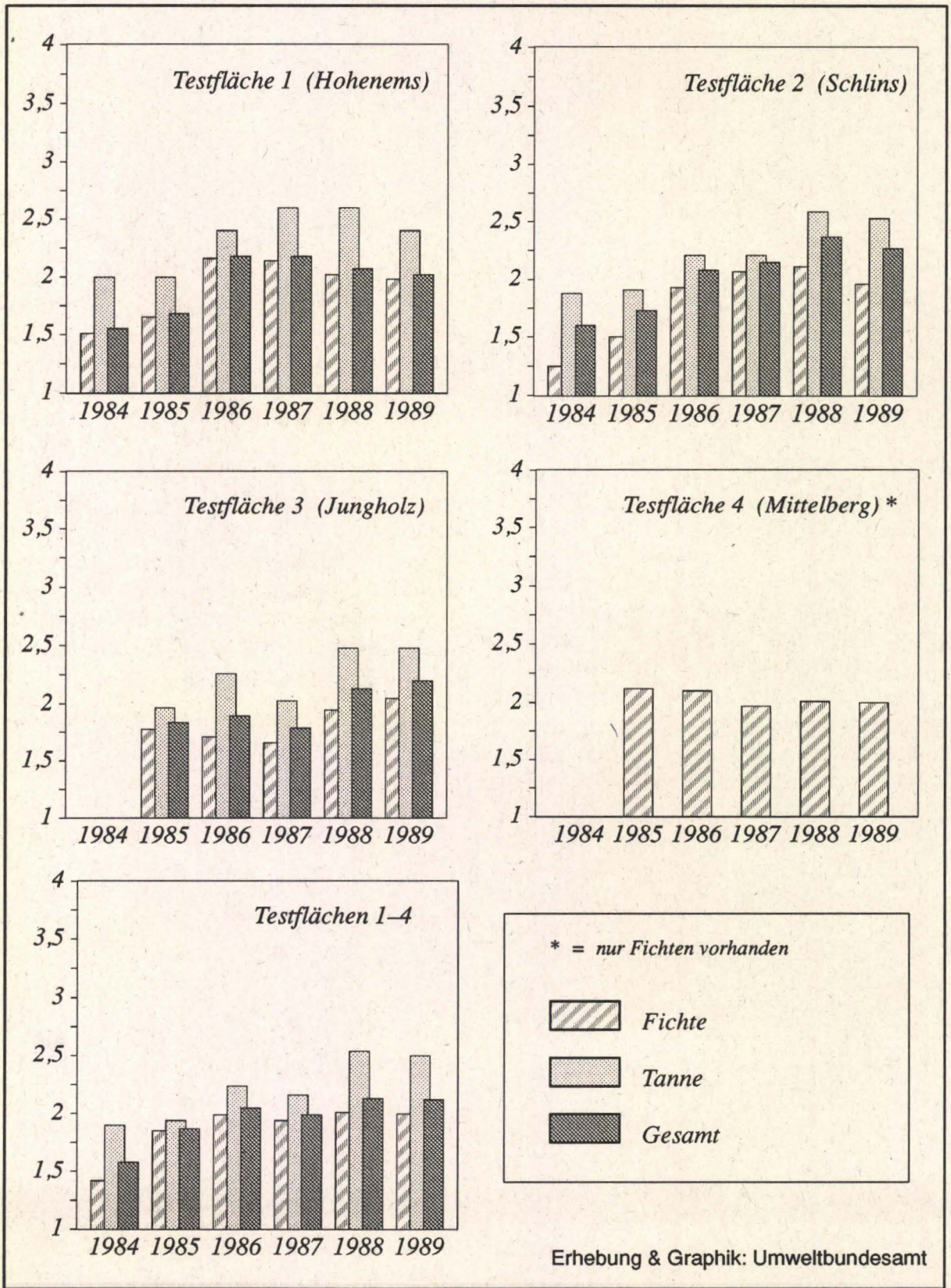


Abb. 1: Mittlerer Kronenzustand von Fichten und Tannen auf vier Testflächen in Vorarlberg 1984–1989

Tanne:

Der Zustand der Tannen besserte sich auf der Testfläche Hohenems seit 1988 um 0,2 E, der durchschnittliche Kronenzustandsindex liegt nun bei 2,4. In Schlins ist nach der starken Verschlechterung von 1987 auf 1988 (einige abgestorbene Tannen waren hierfür ausschlaggebend) der Zustand beinahe gleichgeblieben (Zustandsindex 2,53), auch in Jungholz scheint eine Stabilisierung eingetreten zu sein.

Gesamt:

Über alle Testflächen gemittelt, ergibt sich für die Fichte seit 1986 ein eher gleichbleibendes Bild, nur geringe Schwankungen sind feststellbar. Für die Tanne zeigt sich nach dem Verschlechterungsschub 1987 auf 1988 (welcher tatsächlich aber nur auf zwei Testflächen stattgefunden hat) nun ebenfalls kaum eine Veränderung.

Wie die oben dargestellten Ergebnisse der einzelnen Testflächen zeigen, verläuft die Waldzustandsentwicklung äußerst unterschiedlich. Dies beweist, wie wichtig eine differenzierte und kleinräumige Betrachtung des Waldzustandes und seiner Entwicklung ist und verdeutlicht die Notwendigkeit der Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen.

3.4.2 Zuwachs– und Nadelmasseuntersuchungen auf vier Dauerbeobachtungsflächen in Vorarlberg

Im Rahmen der Erhebungen des Waldzustandes in Vorarlberg mit Hilfe von Farbinfrarot – Luftbildern in den Jahren 1984/85 waren vier Dauerbeobachtungsflächen angelegt worden. Diese wurden seitdem jährlich im Maßstab 1 : 3.000 mit Farbinfrarot – Luftbildern aufgenommen und der Zustand immer derselben, ca. 400 photogrammetrisch lagerichtig erfaßten Probebäume beurteilt und gespeichert. Diese Untersuchung ist neben einer gleichartigen Erhebung in der Schweiz im Rahmen des SANAVILVA – Projektes die längste Luftbildzeitreihe zur Erfassung und Dokumentation des Waldzustandes in Europa (s. 3.4.1).

Für Erhebungen des Kronenzustandes vom Boden aus gibt es bereits umfangreiche Untersuchungen der Universität für Bodenkultur über den Zusammenhang zwischen objektiv gemessener Nadelmasse bzw. deren Verlust und dem Zuwachsverhalten eines Baumes. Durch die lange Zeitreihe der Luftbilderhebungen an den Dauerbeobachtungsflächen bot sich nun die einmalige Gelegenheit, diese Zusammenhänge mit luftbilderhobenen Daten zu überprüfen. Das Umweltbundesamt beauftragte daher das Institut für Forstliche Ertragslehre der Universität für Bodenkultur Wien, unter der Leitung von Prof. Sterba, mit einer diesbezüglichen Analyse.

Im Zuge der hier dargestellten Untersuchung sollte nun geklärt werden, ob und wie die Kronenzustandsbeurteilung im Infrarot – Luftbild, welche so wie terrestrische Erhebungen im wesentlichen auf der Schätzung der Nadel– bzw. Blattverluste basieren, mit tatsächlich erhobenen Benadelungskennzahlen korrelieren. Darüber hinaus sollte geklärt werden, wie sich die Zustandsklassen nach der Ansprache im Infrarot – Luftbild hinsichtlich ihrer Zuwachsveränderungen gegenüber dem Alterstrend unterscheiden und ob die jährlich verschiedenen Beurteilungen mit entsprechenden Zuwachsreaktionen korrelieren. Zusätzlich erfolgte ein Vergleich der Luftbild– mit einer terrestrischen Beurteilung der Probebäume.

Hierzu wurden im Bereich der vier Probebestände auf den Dauerbeobachtungsflächen durch Luftbildinterpretation je sechs Bäume der Kronenzustandsklassen "1", "2" und "3" ausgesucht, gefällt und an ihnen Maßzahlen der Benadelung und des Zuwachses erhoben.

Im Vergleich mit der terrestrischen Ansprache dieser Probebäume ergab sich, daß die beiden Ansprachen zwar hochsignifikant korreliert sind, sich im Einzelfall jedoch auch unterschiedliche Zuordnungen ergaben. Hinsichtlich des Mittelwertes der Ansprache ergab sich kein nennenswerter Unterschied zwischen den beiden Ansprachearten.

An Benadelungskennzahlen wurden durch ein am 3P–Sampling orientiertes Stichprobeverfahren die Nadelmassen und die Nadeloberflächen der Bäume getrennt nach Kronendritteln bestimmt.

Die Kronenzustandsklassen unterschieden sich signifikant hinsichtlich des Leaf–Area–Index und hinsichtlich des Benadelungsindex, d.i. die Nadelmasse je cm^2 Schaftquerschnittsfläche an der Basis des jeweiligen Kronendrittels. Orientiert an den von Prof. Eckmüllner gefundenen maximalen Benadelungsindizes, wies die Kronenzustandsklasse "1" im Durchschnitt 10 % weniger Nadeln, die Kronenzustandsklasse "2" 22 %, die Kronenzustandsklasse "3" 51 % weniger Nadeln als maximal möglich auf.

Die Unterschiede hinsichtlich des Leaf–Area–Index zwischen den luftbildinterpretierten Kronenzustandsklassen konnten zumindest zum Teil auch darauf zurückgeführt werden, daß im Durchschnitt des Datenmaterials die Kronen mit der stärksten Kronenverlichtung die größten waren und durch den dort überproportional großen unbenadelten Kronenkern der Leaf–Area–Index besonders klein ist.

Ein Vergleich mit dem terrestrisch angesprochenen Kronenzustand ergab, daß – gemessen an der objektiv bestimmten Benadelung – die Luftbildansprache die Kronenzustandsstufen besser zu trennen vermag als die terrestrische Ansprache und daß dieser Unterschied hinsichtlich der beiden Ansprachearten vom obersten Kronendrittel zur Kronenbasis hin immer geringer wird.

Die Zustandsuntersuchungen zeigten, daß der Zuwachs der Kronenzustandsklasse "2" um 11 %, der der Kronenzustandsklasse "3" um 27 % kleiner ist als der der Kronenzustandsklasse "1". Diese Zuwachsunterschiede sind aber keine primären Zuwachsunterschiede (kleinere Bäume, schlechtere soziale Stellung), sondern jene Zuwachsunterschiede, die sich erst seit dem Jahr 1970 bei gleichem Zuwachs davor ergeben. Eine Prüfung der Abhängigkeit zwischen der Abweichung des Zuwachses vom erwarteten Alterstrend und der Benadelung der Bäume zeigte, daß die Beziehung zwischen diesen beiden Variablen auf den vier Vorarlberger Versuchsflächen nur unwesentlich von der von Eckmüllner gefundenen Beziehung abwich.

Die Untersuchung über Zuwachsänderungen in Folge von Änderungen des Kronenzustandes in den Jahren 1985 bis 1989 zeigte, daß zwar eine – statistisch nicht gesicherte – Tendenz zur Gleichläufigkeit besteht (im Mittel aller beobachteten Bäume stehen positiven Kronenverlichtungsänderungen positive Zuwachsänderungen im gleichen Jahr gegenüber). Eine Aussage aber, daß ein Baum, dessen Kronenzustand sich verbessert auch einen verbesserten Zuwachs (sei es im Vorjahr, im gleichen Jahr oder im Folgejahr) aufweist, ist aufgrund der Ergebnisse dieser Untersuchung sicher nicht zulässig.

3.4.3 Marchauen (NÖ) – Erhebung der Zusammensetzung und des Zustandes der Wälder als Grundlage für Schutzmaßnahmen

Die Marchauen sind von besonderem, schützenswertem Charakter. Es handelt sich dabei um eines der 5 österreichischen RAMSAR–Gebiete, d.h. um ein Feuchtgebiet von internationaler Bedeutung für die Wat– und Wasservogelfauna (BGBL. 225/83). Es ist als Landschaftsschutzgebiet und zum Teil als Naturschutzgebiet ausgewiesen.

Während für Teilbereiche bereits ausführliche Aufnahmen und Analysen sowie Schutzkonzepte vorliegen, fehlt eine, das gesamte Gebiet abdeckende Erhebung. Erst bei Vorliegen von umfassenden Grundlagen über das Naturraumpotential und der raumplanerisch relevanten Aspekte, kann mit einer für alle Betroffenen befriedigenden Konzeption hinsichtlich der Nutz– bzw. Schutzmöglichkeiten gerechnet werden.

Die Erhebung der Auenwälder ist Teil eines Gesamtprojektes des Umweltbundesamtes zur Erfassung und detaillierten Kartierung der Vegetation und der Nutzung (s. 5.3.1). Diese soll die Basis für die gemeinsame Ausarbeitung von konkreten Maßnahmen der Landschaftspflege sein, welche dem Anspruch auf unmittelbare Umsetzbarkeit gerecht werden sollen. Die Nutzung der Auen für den Fremdenverkehr soll hier ebenso beinhaltet sein, wie die Jagd, die Fischerei, die agrarische Nutzung im Nahbereich sowie die Forstbewirtschaftung.

Ziel der forstlichen Erhebungen sind die Parameter: *Waldfläche, Waldgesellschaften, Waldstruktur u. –textur* sowie *Waldzustand.*

Basierend auf einer Befliegung mit Color–Infrarot–Luftbildern werden in Kombination mit intensiven Feldarbeiten die erforderlichen Grundlagen erhoben und in der Datenbank des Umweltbundesamtes gespeichert. Des weiteren werden die Daten in praxisnaher Form aufbereitet und für die oben angeführten Fragestellungen in optimierten Karten dargestellt.

Zu diesem Zweck wurden die Marchauen durch das Bundesamt für Eich– und Vermessungswesen im Sommer 1990 mit Farb–Infrarot–Luftbildern im Maßstab 1 : 8.000 beflogen. Da eine intensive Zusammenarbeit des Umweltbundesamtes mit den zuständigen Institutionen und Behörden der CSFR bereits in die Wege geleitet ist, erfolgten die Luftbildaufnahmen auch auf der slowakischen Seite der Marchauen, wodurch erstmalig eine Basis für die Gesamtabschätzung des Naturraumes Marchauen und die Erarbeitung effizienter Schutzmaßnahmen möglich sind.

Die erste Stufe des forstlichen Projektabschnittes, die Erstellung der Interpretationsschlüssel für die Baumarten Eiche, Esche und Ulme erfolgte in ehestmöglichem Anschluß an die Befliegung. Da über die normale Verzweigung der Pappeln und Weiden bzw. deren Veränderungen infolge verschiedener Umwelteinflüsse kein ausreichendes Wissen besteht und zudem die Trockenheit des Sommers 1990 zu einem vorzeitigen Laubfall führte, wird von einer Beurteilung des Zustandes dieser, wenngleich auwaldcharakteristischen Baumarten über das Luftbild vorerst abgesehen.

Gleichzeitig laufen die Vorbereitungen für die Einbindung in die Datenbank des Umweltbundesamtes.

Die zweite Stufe, welche die koordinative Erfassung der Bäume im Raster von 30 m und deren Zustandsbeurteilung umfaßt, ist derzeit in Arbeit.

3.4.4 Einfluß von Immissionen auf die Wachsstrukturen von Fichtennadeln (Ktn – Sbg – Tirol)

Zur Feststellung einer Schädigung der Oberflächenwachse von Fichtennadeln durch Luftschadstoffe wurden 1989 im Rahmen einer Pilotstudie des Umweltbundesamtes auf folgenden Standorten entnommene Nadelproben mit dem Rasterelektronenmikroskop (REM) untersucht:

- Innervals/Tirol (unbelasteter Referenzstandort),
- Brixlegg/Tirol (Industrieemissionen)
- Gries am Brenner/Tirol (Kfz–Emissionen),
- Treibach Althofen/Kärnten (Industrieemissionen),
- Zederhaus/Salzburg (KFZ–Emissionen).

Untersuchung

Luftgetrocknete Fichtennadeln des jeweils ersten, zweiten und dritten Nadeljahrganges wurden bei ca. 1.000facher Vergrößerung im Rasterelektronenmikroskop (REM) untersucht.

Abb. 2: REM–Bild einer unbelasteten Fichtennadel (Innervals). Ein dichtes Geflecht aus Wachsröhrchen bedeckt die Spaltöffnung. Vergrößerung: 1450x

Diese Methode ermöglicht ein frühzeitiges Erkennen von Veränderungen an der Nadeloberfläche, wie Schädigungen des Wachsüberzuges vor allem über den Spaltöffnungen (den Atmungsorganen der Nadeln). Zur Bestimmung der elementaren Zusammensetzung von an der Nadeloberfläche haftenden Staubteilchen wurde die röntgenenergiedispersive Mikroanalyse (EDX) eingesetzt.

Ergebnisse

Fichtennadelproben des weitgehend unbelasteten Kontrollstandortes *Innervals* sind durch ein "gesundes" Erscheinungsbild der Oberflächenwachse charakterisiert. Die über den Spaltöffnungen befindlichen Wachsstrukturen bilden ein dichtes Geflecht und können somit als zusätzlicher Filter gegen das Eindringen von Luftverunreinigungen in das Nadelinnere wirken (s. Abb. 2).

Die Analyse der Nadelproben, die südwestlich des Montanwerkes *Brixlegg* (in der Hauptwindrichtung) entnommen wurden, ergab allgemein eine starke Schädigung der Wachsstrukturen in Form von Verkahlung der Oberflächenwachse und einer Pfropfenbildung in den Spaltöffnungen (Abb. 3).

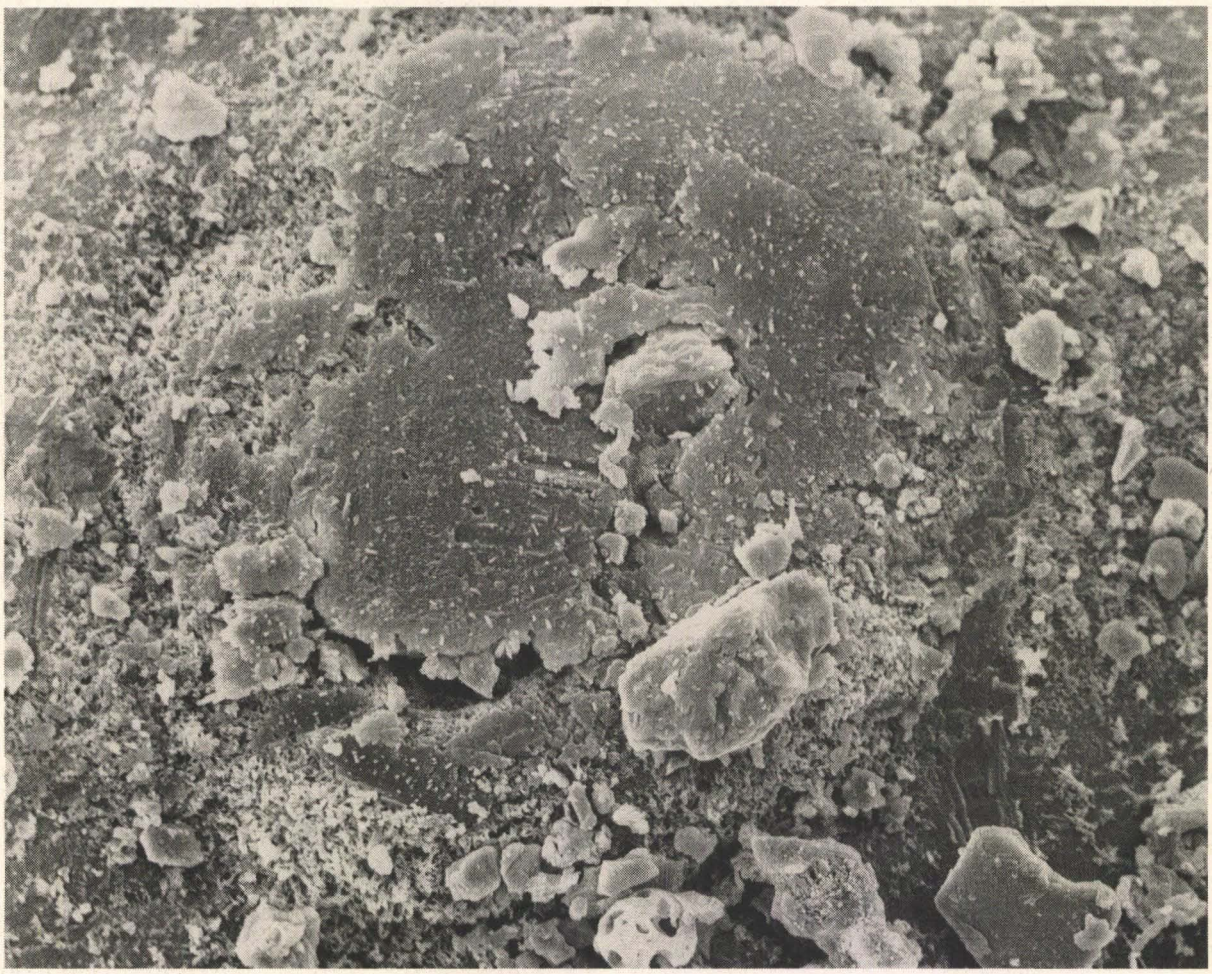


Abb. 3: REM–Bild einer geschädigten Fichtennadel aus Brixlegg. Das über der Spaltöffnung befindliche Wachs bildet zusammen mit zahlreichen Staubpartikeln einen Pfropfen. Vergrößerung: 1500x

Eine erhebliche Belastung im Gebiet von Brixlegg (s. 2.2.1) stellen die schwermetallhaltigen Stäube dar, die zum Teil massiv die Fichtennadeln bedecken. Es kann angenommen werden, daß dadurch der Alterungsprozeß der Bäume beschleunigt wird.

Die aus Gries am Brenner stammenden Fichtennadelproben wurden entlang eines Transekts beiderseits der Autobahntrasse entnommen. Die Stärke der gefundenen Schäden nimmt mit zunehmender Entfernung zur Brennerautobahn ab. Während die direkt neben der Autobahntrasse befindlichen Fichten irreversible Schäden aufweisen, zeigen Bäume aus einer Entfernung von 100 bis 150 Metern noch keine sichtbaren Veränderungen. Die rasterelektronenmikroskopische Untersuchung ergab jedoch auch für diese Nadelproben Schädigungen, vor allem in Form von Verätzungen der Nadeloberflächen (s. Abb. 4). Die Hauptursache dafür ist salzhaltiger Sprühnebel, der bei der Verwendung von Auftausalzen auf der Brennerautobahn entsteht und durch Wind fernverfrachtet wird.

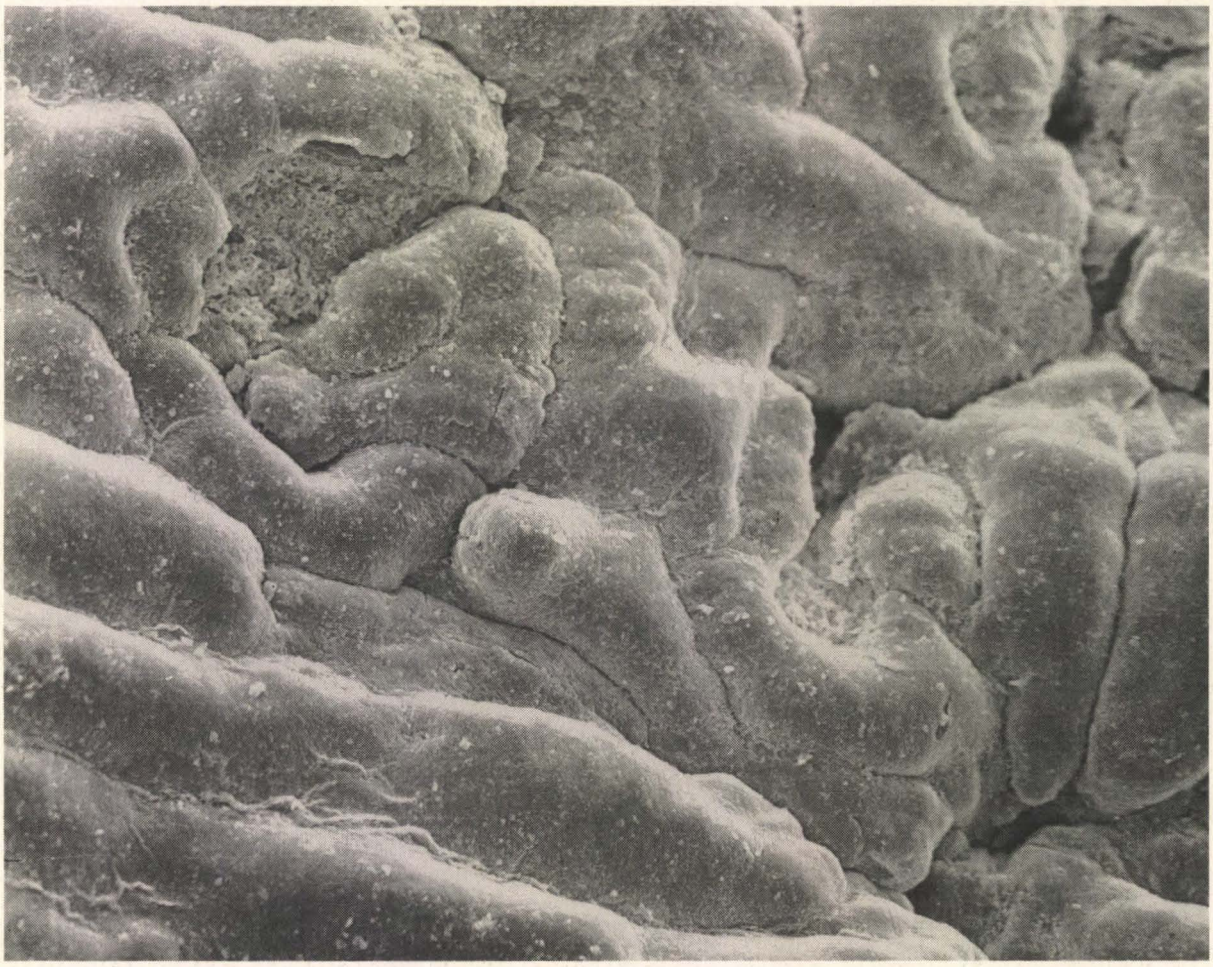


Abb. 4: REM–Bild einer geschädigten Fichtennadel nahe der Brennerautobahn. Die Nadeloberfläche ist stark verworfen, was auf Verätzungsschäden durch Streusalze schließen läßt. Vergrößerung: 750x

Die südlich der Treibacher Chemischen Werke entnommenen Fichtennadelproben sind an ihren Oberflächen deutlich mit schlackenähnlichen Staubpartikeln bedeckt. Das über den Spaltöffnungen befindliche Wachs ist zu plattenartigen Gebilden verklebt. (Abb. 5) Staubniederschlagsmessungen der Kärntner Landesforstdirektion von 1987 ergaben an werksnahen Probepunkten deutlich überhöhte Gehalte an Nickel, Molybdän, Vanadium, Chrom und Kobalt, die mit der Entfernung vom Werk abnahmen. Mittels der Röntgenmikroanalyse konnten die Elemente Vanadium und Nickel im Staubbelag der untersuchten Nadeln nachgewiesen werden.

Abb. 5: REM–Bild einer geschädigten Fichtennadel aus Treibach. Das Wachs über den beiden Spaltöffnungen ist plattenartig verklebt, die Nadeloberfläche von feinen Staubteilchen bedeckt. Vergrößerung: 750x

Bei Zederhaus an der Tauernautobahn wurden Fichtennadelproben eines Höhenprofils entlang der Forststraße "Stampernitzen" rasterelektronenmikroskopisch untersucht.

Dabei zeigten sich stärkste Beeinträchtigungen der Nadeloberflächen in Form von Wachserosion, Wachsverschmelzung und einer erheblichen Staubbelastung an Nadeln des autobahnnächsten Standortes. (Abb. 6) Die Schädigungen der Nadeln werden hauptsächlich durch KFZ–Immissionen der Tauernautobahn verursacht.

Lit.: TRIMBACHER C., DITRICH H (1989): Epicuticuläre Wachsstrukturen von Fichtennadeln als Indikatoren für Langzeitimmissionsbelastungen. Reports UBA–89–039. Umweltbundesamt, Wien.

Abb. 6: REM–Bild einer geschädigten Fichtennadel nahe der Tauernautobahn. Zahlreiche Staubpartikel bedecken die Oberfläche; die Nadelwachse sind kaum ausgebildet. Vergrößerung: 1250x

3.5 Natur und Landschaft

3.5.1 Erhebung landschaftsökologischer Vorrangflächen im niederösterreichischen Zentralraum

Der niederösterreichische Zentralraum wird durch die Gründung der neuen Landeshauptstadt St. Pölten und der damit zu erwartenden verstärkt einsetzenden Siedlungstätigkeit sowie dem Ausbau der Infrastruktureinrichtungen in zunehmendem Maße durch Nutzungskonflikte (Landschaft–Siedlung–Verkehr) belastet werden.

Im Sinne einer vorsorgenden Umweltplanung und zur Erprobung geeigneter Erhebungsmethoden führte das Umweltbundesamt im Jahr 1990 als Pilotprojekt eine Erhebung ökologischer Vorrangflächen in fünf ausgewählten Gemeinden (Eschenau, Pyhra, Obergrafendorf, Herzogenburg und Karlstetten) durch, die gleichzeitig die wichtigsten Landschaftszonen im Nahbereich der Landeshauptstadt abdecken.

Mit der Gemeinde Karlstetten wird der Massivrand der böhmischen Masse erfaßt, mit Herzogenburg der breite Talraum der Traisen, Obergrafendorf liegt im Au– und Terrassenbereich der Pielach, Pyhra steht stellvertretend für den Übergangsbereich Flysch–Molasse und Eschenau ist ein Beispiel für eine voralpine Landgemeinde im Übergangsbereich Flysch–Kalkalpen.

Ausgehend von einer naturräumlichen Gliederung des Gesamtraumes wurden die Kartierungsarbeiten und die Erstellung eines EDV–gestützten Standortmodelles durchgeführt. In der Folge konnte ein Überblick über den Ausstattungsgrad der Untersuchungsgebiete mit ökologisch wertvollen Flächen und die zu erwartenden Konfliktbereiche zwischen verschiedenen Nutzungsansprüchen gewonnen werden. Es zeigte sich, daß die Gemeinden in den flysch– und kalkalpinen Bereichen noch rund 20 % an ökologischen Vorrangflächen aufweisen, meist Magerwiesen, Hecken und Bachgehölze, hingegen sinkt dieser Prozentsatz in den übrigen, durch Flurbereinigung "ausgeräumten" Gemeinden auf knapp 3 % ab.

Der notwendige Flächenbedarf an ökologischen Vorrangflächen von 10 – 15 %, ist, im Hinblick auf die Gewährleistung eines ausreichenden Biotop– und Landschaftsschutzes, bereits heute für große Flächen des niederösterreichischen Zentralraumes nicht mehr gegeben. Das bedeutet, daß z.T. großflächig eine Monotonisierung und Verarmung der Kulturlandschaft feststellbar ist. Naturnahe extensiv bewirtschaftete Flächen, Lebensraum einer Vielzahl von schutzbedürftigen Tier– und Pflanzenarten, sind durch Intensivierung der agrarischen Nutzung und Verbauung bedroht bzw. bereits verloren.

Dies wiegt umso schwerer, als der ursprüngliche Zustand dieser Flächen kaum mehr oder nur unter Bereitstellung bedeutender öffentlicher Mittel wiederhergestellt werden kann.

Im Rahmen einer umfassenden Umweltplanung müssen daher die noch vorhandenen ökologisch wertvollen Restflächen im Detail untersucht werden (Biotopkartierung) und durch die Erstellung eines Vorrang– und Ausgleichskonzeptes vor Verbauung und Intensivierung geschützt werden.

Das Ergebnis der Untersuchung umfaßt einerseits die Dokumentation erhaltenswerter naturnaher Flächen, andererseits die Darstellung von Konfliktbereichen,

die sich aus den unterschiedlichen Nutzungsansprüchen ergeben. In diesem Zusammenhang kann das Ergebnis der Untersuchung als konkrete Hilfe für die vorsorgende Umweltplanung in diesem Gebiet sowie als Unterlage für die Erarbeitung überörtlicher Raumordnungskonzepte gesehen werden.

Eine Untersuchung dieser Form ist in Österreich noch nicht durchgeführt worden. Sie ist als Pilotstudie zu werten, deren Methodik in vielen Gebieten Österreichs bei Konflikten zwischen Naturhaushalt und Landschaftsnutzung Anwendung finden kann.

Lit.: NOWAK, H.; SCHRAMAYR, G. (1990): Erhebung von landschaftsökologischen Vorrangflächen im Niederösterreichischen Zentralraum. Mit Ausweisung von Nutzungskonflikten in den Gemeinden Eschenau, Pyhra, Obergrafendorf, Herzogenburg und Karlstetten. Reports UBA–90–049. Umweltbundesamt, Wien.

3.5.2 Starkregenereignisse und Erosionsschäden im niederösterreichischen Zentralraum

In Österreich stellt die Bodenerosion ein spezifisches Problem dar. Auch außerhalb des alpinen Bereiches haben die Erosionsschäden in verschiedenen Gebieten zugenommen.

Anlaß für eine spezielle Untersuchung der Bodenerosionsschäden waren die Unwetter am 17. April 1989 im niederösterreichischen Zentralraum mit 50 bis 90 mm Niederschlag und 2 cm Hagelschloßen in wenigen Stunden.

Erstmals in Österreich hat das Umweltbundesamt am 18. April 1989 eine genaue großmaßstäbige, aktuelle Erosionsschadenkartierung für ein Starkregenereignis vorgenommen und gleichzeitig eine parzellenscharfe Kartierung der Bodennutzung durchgeführt (s. folgende Karte).

Das betroffene Schadensgebiet wurde auch laufend auf Starkregenereignisse und ihre Folgen in der Vegetationsperiode 1989 beobachtet.

In der ausgeprägten Hügellandschaft nordöstlich von St. Pölten wurden infolge großer Ackerparzellen mit rund 25 bis 30 % Maisflächenanteil, großflächige Rinnen– und Furchenerosionsschäden ab 10° Hangneigung sowie Vermurungsschäden am Wegenetz und Häusern festgestellt.

Wie die Geländeerhebungen zeigten, sind jene Landschaftsteile, die mit ökologischen Vorrangflächen und alten Ackerstrukturen ausgestattet sind, im Gegensatz zu den ausgeräumten Landschaftsteilen der Flurbereinigungen, sehr gut gegen Bodenerosionsschäden geschützt.

Die Untersuchung zeigt die kritische Situation der Bodenerosionsgefährdung im agrarisch intensiv genutzten Gebiet im Umland von St. Pölten.

Erosionsgefährdete Gebiete werden in Österreich durch die amtliche Bodenkartierung und Bodenschätzung ausgewiesen. Die Untersuchung des Umweltbundesamtes zeigt jedoch, daß die Erfassung und Kartierung von Bodenerosionsschäden unmittelbar nach Starkregenereignissen wesentlich großflächigere Schadensgebiete ausweist.

Die Ergebnisse der Arbeit verdeutlichen die kritische Situation der Bodenerosionsgefährdung, insbesonders im Osten Österreichs. Sie dienen als Ansatzpunkt für ein noch zu erstellendes Bodenerosionsprogramm.

Lit.: NOWAK, H.; SCHRAMAYR, G. (1989): Starkregenereignisse und Erosionsschäden im Niederösterreichischen Zentralraum. Reports UBA–89–040. Umweltbundesamt, Wien.

Rillenerosion

Rinnenerosion

Graben- und Furchenerosion

Tiefenerosion in künstlichen Leitlinien

Wegerosion (Rinnen, Vermurungen)

Stauwasser

Verschlämmung

Akkumulation

Akkumulationen auf Wegen

Abrißnische und Hangrutschung

Wald

N

0 500 m 1 km

Umweltbundesamt

Geländeaufnahme:
H. Nowak, UBA
G. Schramayr, UBA
18. 4. 1989

Ergänzungsaufnahme:
H. Nowak
22. 4. 1989

www.parlament.gv.at

3.5.3 Teilnaturschutz– und Landschaftsschutzgebiet Neusiedler See (Bgld) – Kartographische Darstellung naturnaher Flächen

Zur Vorbereitung des Nationalparkes Neusiedler See wurden vom Umweltbundesamt in Zusammenarbeit mit der Naturschutzabteilung des Amtes der Burgenländischen Landesregierung naturnahe Flächen und die landwirtschaftliche Bodennutzung in ausgewählten Gebieten kartographisch dargestellt.

Vor allem die Flächen rund um die bestehenden Naturschutzgebiete östlich des Neusiedler Sees sowie Bereiche südlich von Illmitz kommen für einen Nationalpark in Frage. In diesen Gebieten ließ das Amt der Burgenländischen Landesregierung die naturnahen Flächen unter Verwendung des folgenden Kartierungsschlüssels aufnehmen:

- Wald und Forst
- Wasserflächen – Röhrichte
- Grasfluren und Rasengesellschaften
- Moore
- Salzfluren
- Pionier– und Ruderalvegetation
- Felsen, Mauern, Steinschutt, Sandfluren
- Sonderstandorte

Die Ergebnisse der Kartierung wurden im geographischen Informationssystem des Umweltbundesamtes digital erfaßt und um folgende Inhalte erweitert:

- bereits bestehende Schutzgebiete,
- Flächen, die zur Abrundung von Naturschutzgebieten oder zur Flächensicherung gepachtet sind,
- Weingärten,
- Jagdreviere,
- Gemeindegrenzen.

Die Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes beträgt 31.326 ha. Da die beiden Hauptgruppen "Felsen, Mauern, Steinschutt, Sandfluren" und "Sonderstandorte" in diesem Gebiet nicht aufscheinen, gliedern sich die Karteninhalte wie folgt:

Tab. 1: Gliederung der im Untersuchungsgebiet erfaßten naturnahen Flächen

	Fläche in ha	*% d. Gesamt–fläche*	*Anzahl Einzel–flächen*	*Ø Flächen–Größe in ha*
Wald und Forst	*295,8*	*1,86*	*418*	*0,71*
Wasserflächen u. Röhrichte	*11.662,4*	*73,45*	*349*	*33,42*
Grasfluren u. Rasengesellschaften	*2.431,5*	*15,31*	*250*	*9,72*
Moore	*14,9*	*0,09*	*12*	*1,24*
Salzfluren	*1.441,6*	*9,08*	*242*	*5,96*
Pionier– u. Ruderalvegetationen	*32,8*	*0,21*	*89*	*0,37*
	15.879,0	*100,00*	*1.360*	*51,42*

In der Gruppe "Wald und Forst" sind alle Kleingehölze enthalten. Der größte Einzelteil ist eine Aufforstung beim Ferienzentrum Pannonia mit über 65 ha, 373 Flächen sind kleiner als 1 ha.

"Wasserflächen und Röhrichte" haben durch Einbeziehung eines knapp 9.900 ha großen Teiles des Neusiedler Sees einen sehr großen Anteil an der Gesamtfläche. Läßt man diesen Teil außer

Betracht, fällt die Durchschnittsgröße auf 5,19 ha.

Mehr als die Hälfte (1.280 ha) der gesamten "Grasfluren und Rasengesellschaften" liegen in Illmitz.

Die "Moore" sind zur Gänze in der Gemeinde Neusiedl am See.

Die "Salzfluren" teilen sich auf acht Gemeinden auf. Knapp 80 % der Fläche sind in den Gemeinden Apetlon und Illmitz. Sechs Gemeinden besitzen Salzfluren mit über 30 ha großen Einzelflächen.

23 ha der "Pionier– und Ruderalvegetation" liegen in Illmitz. Lediglich drei Einzelflächen sind größer als 1 ha.

Somit sind insgesamt mehr als 900 der erfaßten naturnahen Flächen kleiner als ein Hektar.

In den als Bewahrungszonen in Frage kommenden Gebieten "Lange Lacke", "Illmitz Hölle" und "Zitzmannsdorfer Wiesen" wurden darüber hinaus Weingärten mit knapp 3.100 ha Fläche festgestellt.

Die Aufnahme der Daten in das geographische Informationssystem des Umweltbundesamtes bietet durch die Möglichkeit der Verschneidung verschiedener Inhalte eine wichtige Planungsgrundlage für den Nationalpark Neusiedler See.

Lit.: HEIMERL, W.; FISCHER, I., LIEBEL, G. (1989): Kartographische Darstellung naturnaher Flächen sowie der landwirtschaftlichen Bodennutzung in ausgewählten Gebieten des Landschaftsschutz– und Teilnaturschutzgebietes Neusiedler See. Reports UBA–89–043. Umweltbundesamt, Wien.

3.5.4 Gefährdung geologischer Formationen im Stadtbild von Waidhofen an der Ybbs (NÖ)

Im Herbst 1988 wurden Bürgerbeschwerden über ein geplantes "Zubetonieren" einzigartiger Höhlen und den Abriß schützenswerter alter Wohnhäuser entlang der Ybbs im Stadtgebiet von Waidhofen/Ybbs vorgebracht.

Das Umweltbundesamt führte in der Folge eine Erhebung unter dem Aspekt einer möglichen Unterschutzstellung dieses Gebietes durch.

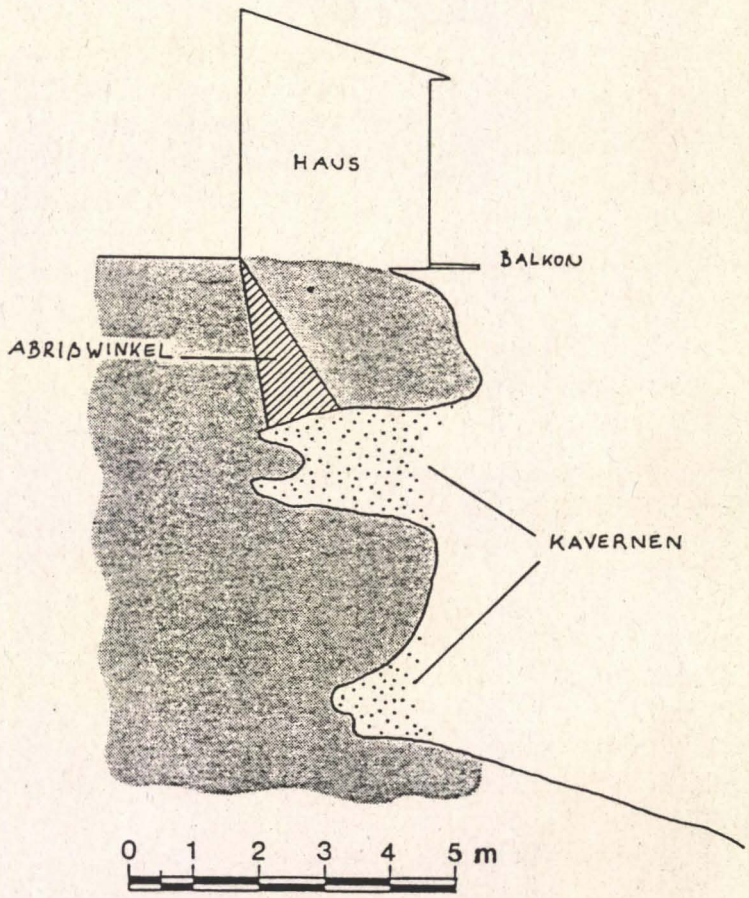
Der Flußabschnitt befindet sich im Zentrum von Waidhofen/Ybbs und beträgt in seiner Länge etwa 1 km. In diesem Bereich durchschneidet die Ybbs in einem 20 m tiefen Tal eiszeitliche Schotterablagerungen. Lokale Inhomogenitäten, wie Sand– und Schotternester, führten in Verbindung mit der Erosionswirkung des Flusses zur Bildung der für diesen Flußuferabschnitt charakteristischen Höhlen.

Am linken Ufer der Ybbs wurden die flußseitig gelegenen Häuser der Ybbsitzerstraße bis an die Felskante gebaut und stehen teilweise in extremer Randlage über den tiefen Kavernen. Laut Angabe der geologischen Sachverständigen könnte, bedingt durch fortschreitende Verwitterung und Verkehrserschütterungen entlang der B 31, das Auftreten von erosionsbedingten Scherbrüchen in den Konglomeratwänden beschleunigt werden. Eine Absicherung der höher gelegenen, tief eingeschnittenen Höhlen, zusätzlich zu der bereits erfolgten Sanierung der Höhlen innerhalb des Hochwasserbereiches, wird daher in nächster Zeit erforderlich sein.

Ergebnisse der Begehung

Nach Meinung des Umweltbundesamtes stellt der Ybbsabschnitt im Stadtgebiet von Waidhofen eine in Österreich einzigartige Flußlandschaft dar, die in ihrer jet-

zigen Form unbedingt erhalten werden sollte. Die Bedeutung liegt vor allem in der charakteristischen Geomorphologie des Flußtales, die in Verbindung mit dem jahrhundertealten Siedlungskern das Ortsbild wesentlich prägt.



Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 1: Profil der Ybbstalböschung

Bei weiteren Planungsschritten sollte, neben der Erhaltung naturnaher Elemente im Uferbereich, die Bewahrung der landschaftsprägenden, alten Bausubstanz Priorität haben.

Da eine Sanierung bzw. Absicherung der Höhlen aus Gründen der Sicherheit, wie aus den geologischen Stellungnahmen zu entnehmen ist, unumgänglich sein dürfte, sollte bei der Ausführung der erforderlichen Maßnahmen möglichst große Rücksicht auf das Landschaftsbild genommen werden, auch wenn dadurch der Kostenaufwand steigt.

In diesem Zusammenhang wurde darauf hingewiesen, daß im Rahmen eines Bebauungsplanes die Errichtung weiterer Wohnhausneubauten, wie jene im unteren Flußabschnitt, verhindert werden sollte. Ebenfalls störend wirkt eine Fichtenanpflanzung im Bereich der Flußregulierung, da sie der natürlichen Vegetation in keiner Weise entspricht.

3.5.5 Revitalisierung des Romaubaches bei Eggern (NÖ)

Die in der Vergangenheit durchgeführten Verbauungen von Bächen und Flüssen stellen einen massiven Eingriff in das Ökosystem dar. Das gut dokumentierte Wissen über die daraus resultierenden Schäden erhöht die Bereitschaft, Revitalisierungsmaßnahmen an naturfern begradigten und hart verbauten Gewässern durchzuführen.

Im Zuge dieser Bestrebungen wurde vom Amt der Niederösterreichischen Landesregierung 1988 in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt eine Bestandsaufnahme, die in weiterer Folge zum Rückbau des Romaubaches führte, durchgeführt.

Unterhalb von Eggern wurde der zuvor stark mäandrierende Romaubach Anfang der sechziger Jahre auf einer Länge von 1.400 m vollständig begradigt. Die Regulierung veränderte das Bachökosystem; alle charakteristischen Strukturen wurden entfernt. Die teilweise Tieferlegung der Bachsohle führte zu einer Entwässerung des Umlandes. In der Folge wurde das umliegende Wiesengelände größtenteils umgebrochen und als Acker genutzt. An ökologisch relevanten Strukturen verblieben am regulierten Gerinne nur die von der Vegetation gebildeten Ufersäume und Anlandungen im Bachbett. Bis auf einige aufgekommene Schwarzerlen fehlte jeglicher Gehölzbewuchs. Aufgrund der morphologischen Situation mußte der Abschnitt als ökologisch stark beeinträchtigt eingestuft werden.

In der Folge kam es – wohl auch aufgrund des zu großen Profils – zu Anlandungen und Versandungen, die durch Rohrglanzgras stabilisiert wurden. Die Versandung und die damit verbundene Anhebung der Bachsohle führte zu Problemen mit den Entwässerungsanlagen, die zum Teil nur mehr ungenügend funktionierten. Nach Hochwässern floß das Wasser immer langsamer ab. Ein direkter Abfluß in das Bachbett über die Oberfläche war über weite Strecken nicht möglich, da die Dammkrone dort höher lag als die angrenzenden Wiesen.

Die notwendige Räumung hätte eine Verschlechterung des Gewässerzustandes bewirkt, weil die durch die Anlandung und die Verwachsungen gebildeten Strukturen wieder verschwunden wären.

Der Gewässerzustand und der Wunsch, bei der geplanten Instandsetzung eine naturnahe Lösung anzustreben, führten zur Revitalisierung dieses Abschnittes des Romaubaches.

Vor der Bauausführung wurde vom Umweltbundesamt, gemeinsam mit der Ökologischen Station Waldviertel, die Ausbildung der Vegetation, der Bestand der Fischfauna sowie die morphologischen Strukturen im und am Romaubach erhoben.

Der Wert von Strukturierungs– und Revitalisierungsmaßnahmen liegt in erster Linie in der weiteren Entwicklung, also der Besiedelung, der Sukzession und schließlich der differenzierten Ausbildung von Lebensgemeinschaften.

Dies wurde baulich durch Verschwenkungen und Aufweitung des begradigten Gerinnes erreicht. Die Bepflanzung mit Erlen und Weiden erfolgte in der Weise, daß sie später als Teil der natürlichen Sukzession zur Beschattung und Stabilisierung der Ufer beitragen. Die weitere Entwicklung, insbesondere der Vegetation sowie Anlandungen und Erosionen im neugeschaffenen Bachbett sollen den rückgebauten Bachabschnitt wieder an natürliche Verhältnisse heranführen. Dies bedeutet eine hohe Strukturdichte, vielfältige Lebensgemeinschaften und einen entsprechenden Vernetzungsgrad

im Ökosystem. Durch diese Maßnahmen wurde auch der "ökologische Wirkungsgrad" des Gerinnes in der Landschaft positiv beeinflußt.

Ähnliche Maßnahmen bieten sich auch für andere Fließgewässer des Waldviertels an. Dem Pilotprojekt kommt daher eine überregionale Bedeutung zu, weil Revitalisierungsmaßnahmen an Bächen, Flüssen und Uferzonen zu den Zukunftsaufgaben einer ökologisch orientierten Wasserwirtschaft zählen.

3.5.6 Landschaftsökologische Strukturanalyse und Maßnahmenprogramm für die Gemeinde Schärding (OÖ)

Die Durchführung von landschaftsökologischen Strukturanalysen kann als wertvoller Beitrag zu Biotopkartierungen angesehen werden. Im Rahmen einer Diplomarbeit betreute das Umweltbundesamt die Erstellung einer landschaftsökologischen Strukturanalyse, welche als Grundlage für ein Maßnahmenprogramm für die Gemeinde Schärding dienen soll.

Die Arbeit läßt sich in vier Teilschritte untergliedern:

1. Bestandsaufnahme,
2. EDV–gestützte Erfassung aller kartographischen und textlichen Informationen,
3. Darstellung und Bewertung von Bestand und Ausstattung der Biotope,
4. Ausarbeitung eines detailliertes Maßnahmenprogramms.

Die ökostrukturelle Situation in und um Schärding läßt sich wie folgt beschreiben:

Das Bearbeitungsgebiet ist relativ waldarm: wertvolle, strukturreiche *Wälder* (Auwälder, Eichen–Hainbuchen–Wälder) sind aufgrund ihrer inselartigen Form sowie ihrer Isolation von anderen, großräumigen, biotopähnlichen Wäldern stark in ihrer Funktion eingeschränkt.

Auch *Hecken und Kleingehölze* sind im Bearbeitungsgebiet überaus selten. Die guten landwirtschaftlichen Böden des Pramtales führen zu einer maximalen Ausnutzung der zur Verfügung stehenden Fläche.

Der *Baumbestand* des Bearbeitungsgebietes wird überwiegend von alten und älteren Bäumen (durchschnittlich hundert Jahre alt) gebildet. Der alte Obstbaumbestand ist in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen, dennoch bilden die vorhandenen Bäume ein ökologisch günstiges Bestandsnetz, das durch Neupflanzungen sukzessive ergänzt werden sollte.

Der Bestand der *Eigengärten* ist durch zwei Gartentypen, "Obstgarten" und "koniferenreicher Ziergarten", gebildet. Während erstere vor allem in den schon älteren Baugebieten der Vorstadt zu finden sind, prägen die monotonen und strukturarmen Koniferengärten sämtliche jüngeren Vorstadtbereiche (z.B. Kreuzberg).

Das Bearbeitungsgebiet weist einen guten Bestand an *alten Mauern und Felsen* auf, die jedoch durch anthropogene Einflüsse mehr oder weniger stark beeinträchtigt werden.

Aufgelassene Steinbrüche werden in ihrer Funktion als Sekundärbiotop u.a. durch Müllablagerungen empfindlich gestört.

Fließ– und Stillgewässer des Bearbeitungsgebietes sind durch wasserbauliche Maßnahmen der letzten Jahrzehnte strukturell wesentlich verändert worden.

Die Realisierung des Maßnahmenprogrammes wird durch die Stadtgemeinde

Schärding erfolgen. Abhängig von der ökologischen Dringlichkeit sowie der gesellschaftlichen, aber auch finanziellen Durchsetzbarkeit, sind mehrere Stufen vorgesehen.

3.5.7 Biotoperhebung Großmittel (NÖ)

Selbst bei flächendeckenden Biotopkartierungen wurden militärische Sperrgebiete in Österreich von den Erhebungen ausgenommen. Gleichzeitig wurde von Fachleuten der hohe ökologische Stellenwert dieser Flächen immer wieder festgestellt oder vermutet.

In Zusammenarbeit mit dem Umweltschutzbüro des Bundesministeriums für Landesverteidigung führte das Umweltbundesamt 1988/1989 eine Bestandsaufnahme und Koordination der tätigen Fachgruppen für eine Biotopaufnahme des Truppenübungsplatzes Großmittel durch.

Eine interdisziplinäre Arbeitsgruppe, bestehend aus Mitarbeitern und Wissenschaftern des Naturhistorischen Museums, der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde, der Universität Wien und des Umweltbundesamtes führte Erhebungen zu den Schwerpunkten Vegetation, Amphibien und Reptilien, Insekten sowie Vogelwelt durch.

Diese Erhebungen bildeten die Grundlage für die Ausarbeitung einer Biotoptypenliste, einer Abgrenzung besonders schützenswerter Flächen und eines Maßnahmenkataloges zur Bewahrung der vorgefundenen Vielfalt.

Prägendes Landschaftselement sind in Großmittel die ausgedehnten steppenähnlichen Trockenwiesen. Mit etwa 10 km^2 Flächenausdehnung befindet sich hier der größte noch erhaltene Trokkenrasen Mitteleuropas. Unter den extremen Standortsbedingungen findet eine Wiederbewaldung nur sehr langsam bis gar nicht statt. Bei dem Trockenrasen handelt es sich um den Typ des Fumano–Stipetums; Sonnenröschen, Feder– und Pfriemengras dominieren.

Ornithologisch wurde dieser Bereich als "von nationaler Bedeutung" eingestuft. Diese Bedeutung liegt nicht so sehr im Artenreichtum, als vielmehr im konzentrierten Vorkommen von gefährdeten, teilweise vom Aussterben bedrohten Vogelarten der Steppe und Waldsteppe.

Insbesondere wurden in diesem Gebiet festgestellt:

- die einzige in letzter Zeit nachgewiesene Brut des *Triels* in Österreich,
- das dichteste und größte derzeit bekannte Brutvorkommen des *Brachpiepers,*
- ein beachtliches großes und erfreulich stabiles Brutvorkommen des *Großen Brachvogels.*

Von den 67 im Gebiet beobachteten Arten scheinen 20 in der Roten Liste gefährdeter Vogelarten in Österreich auf.

Hinsichtlich der Lurch– und Kriechtierarten konnten im militärischen Gebiet sieben Arten nachgewiesen werden. Es handelt sich dabei durchwegs um in ihrem Bestand gefährdete oder stark gefährdete Arten. Als besonders wertvolle Flächen für die Amphibien stellten sich die beiden einzigen Laichplätze, ehemalige Kiesabbaustellen, dar.

Eine besonders in Trockenräumen interessante Tiergruppe ist die der Springschrecken (Heuschrecken und Grillen). Spezifische ökologische Ansprüche weisen dieser Artengruppe eine wichtige Indikatorrolle zu. Sechsundzwanzig Arten konnten festgestellt werden, zehn davon

scheinen in den Roten Listen auf. Einige davon sind nur noch an wenigen Orten in Österreich anzutreffen.

Die interdisziplinäre Bearbeitung von Truppenübungsplätzen aus der Sicht der Erhaltung der Artenvielfalt wird unter Koordination des Umweltbundesamtes und auf Initiative des Bundesministeriums für Landesverteidigung am Truppenübungsplatz Allentsteig fortgesetzt.

Lit.: FARASIN, K.; GRÜNWEIS, F.; HAUSER, M., et al. (1989): Biotoperhebung Truppenübungsplatz Grossmittel. Dokumentation des Zustandes und Diskussion über Entwicklungsmöglichkeiten der naturräumlichen Ausstattung eines militärischen Sperrgebietes. Monographien 10. Umweltbundesamt, Wien.

3.6 Altlasten, Deponien und Sonderabfälle

3.6.1 Großflächige Erfassung und Bewertung von Verdachtsflächen am Beispiel "Grazer Feld" (Stmk)

In einem rund 180 km^2 umfassenden Untersuchungsgebiet südlich von Graz ("Grazer Feld") wurde vom Umweltbundesamt im Rahmen der Umweltkontrolle nach der Methode der multitemporalen Luftbildinterpretation eine Erfassung vorhandener und potentieller Ablagerungsflächen durchgeführt. Für die erhobenen Verdachtsflächen wurde auf der Basis des ermittelten Informationsstandes durch eine Erstabschätzung des von ihnen ausgehenden Gefahrenpotentiales, die Dringlichkeit der Durchführung vertiefender Erkundungen festgelegt. Diese ergänzenden Untersuchungen sowie die Abschätzung, ob es sich bei einer Verdachtsfläche um eine Altlast handelt, werden in weiterer Folge im Rahmen des Vollzuges des am 1. Juli 1989 in Kraft getretenen Altlastensanierungsgesetzes erfolgen.

Für die Katastralgemeinde Oberpremstätten wurde durch die Erstellung der digitalen Katastralmappe durch das Bundesamt für Eich– und Vermessungswesen die Automatisierung des Informationsflusses von der Abgrenzung einer Verdachtsfläche durch die Bildinterpretation bis zur Ermittlung der Eigentumsverhältnisse erprobt.

Methode der Erfassung von Verdachtsflächen

Die Methode der luftbildgestützten Erfassung von Altablagerungen wurde vom Umweltbundesamt entwickelt und erstmals in weiten Teilen des Marchfeldes und in Gebieten des Zillertales erprobt.

Für das Projektgebiet "Grazer Feld" wurden anhand von Luftbildern aus den Jahren 1953, 1963, 1975 und 1986/87 die erkennbaren betriebenen und potentiellen Ablagerungsstätten ermittelt.

Unter potentiellen Ablagerungsflächen werden Gebiete verstanden, die für eine geordnete oder ungeordnete Ablagerung von Abfällen mit großer Wahrscheinlichkeit herangezogen werden (z.B. Schottergruben bzw. natürliche Vertiefungen).

Von den aufgefundenen Verdachtsflächen wurden für jeden Bildjahrgang

- die Koordinaten der Umgrenzungslinien und
- Höhenwerte von Grubensohlen und Ablagerungen

auf einem stereoskopischen Auswertegerät ermittelt. Weiters wurden im Bild erkennbare Charakteristika festgehalten, wie

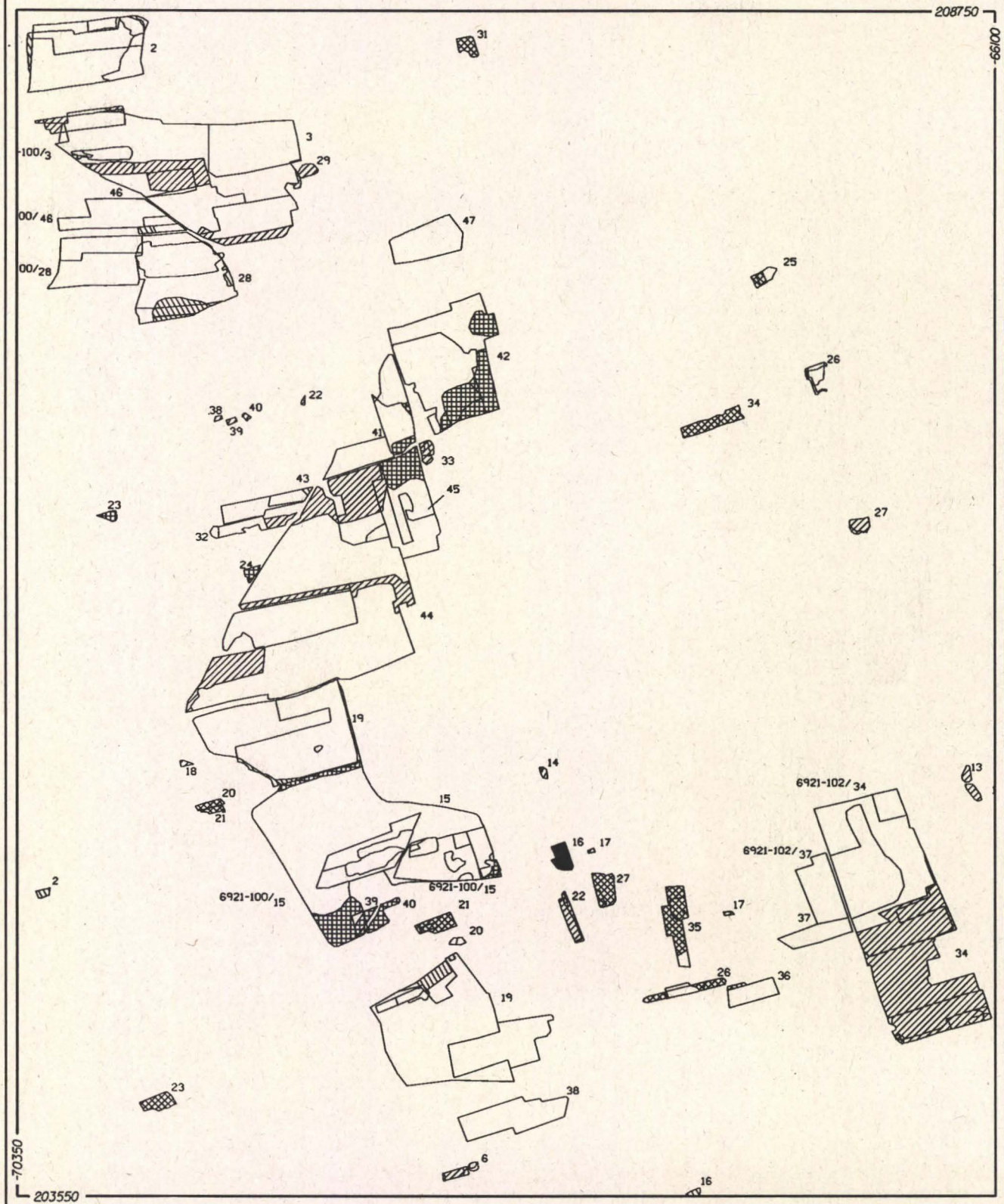
- Verfüllungsgrad einer Schottergrube,
- jeweilige Nutzung der Verdachtsfläche,
- erkennbare Ablagerungsart und
- Vorhandensein von Grundwasser.

Im Rahmen der anschließend an die Bildinterpretation durchgeführten Feldarbeiten wurden die ausgewiesenen Verdachtsflächen aufgesucht und sämtliche bei den Behörden, Anrainern und Gemeindevertretern verfügbaren Informationen zu folgenden Fragen ermittelt:

- rechtliche Situation,
- Geschichte der Ablagerungsfläche,
- Ablagerungsgut,
- Beeinträchtigung der Umwelt und
- Deponietechnik.

Die Ergebnisse sowohl der Bildinterpretation, als auch der Feldarbeiten wurden in digitaler Form im Umweltinformationssystem des Umweltbundesamtes erfaßt.

ERFASSUNG DER ALTABLAGERUNGEN
GRAZER FELD



LEGENDE

BEWERTUNG:

- Dringlichkeitsstufe 1
- Dringlichkeitsstufe 2
- Dringlichkeitsstufe 3
- belassen im Verdachtsflächenkataster
- nicht bewertet
- nicht bewertbar

M = 1:25 000

Methode der Erstabschätzung

Die Methode der Erstabschätzung wurde vom Umweltbundesamt in Anlehnung an das in Baden–Württemberg gebräuchliche Bewertungsverfahren entwickelt. Mit diesem Bewertungsverfahren wird das Gefahrenpotential von Verdachtsflächen bewertet.

Die Beurteilung der Faktoren

- Stoffgefährlichkeit
- Schadstoffaustrag (aus der Verdachtsfläche)
- Schadstoffeintrag (in das Schutzgut)
- Schadstoffwirkung im Schutzgut und
- Bedeutung des Schutzgutes

erfolgt jeweils für die Schutzgüter

- Grundwasser
- Oberflächenwasser
- Luft
- Boden
- Sachgüter.

Als der für die Erstabschätzung maßgebliche Wert ist der höchste errechnete Risikofaktor der Beurteilung der Schutzgüter entscheidend.

Ergebnisse:

Im gesamten Untersuchungsgebiet wurden 209 Verdachtsflächen ermittelt und Informationen dazu eingeholt. Das Flächenausmaß sämtlicher Verdachtsflächen beträgt 5,38 km^2, d.s. 3,0 % der Fläche des Untersuchungsgebietes.

Von diesen 5,38 km^2 sind

- 1,60 km^2 (= 0,9 % des gesamten Gebietes) Deponie–/Ablagerungsfläche und
- 3,78 km^2 (= 2,1 % des gesamten Gebietes) Schotterabbaugebiete bzw. natürliche Vertiefungen, die zur Ablagerung "geeignet" sind ("potentielle Verfüllungsflächen").

Bei 79 Gruben (d.s. 38 %) konnte in mindestens einem Luftbildjahrgang anstehendes Grundwasser festgestellt werden. Tab. 1 zeigt eine Übersicht über die Anzahl der bearbeiteten Flächen bzw. deren Flächenausmaß, unterschieden nach Verfüllungsgrad und Nutzung.

Tab. 1: Ergebnis der Verdachtsflächenerhebung "Grazer Feld"

Erhebungsjahr	*1953*	*1963*	*1975*	*1986/87*
Anzahl der Verdachtsfl.	*135*	*154*	*196*	*209*
Flächenausmaß (Fläche in ha)	*60*	*116*	*412*	*538*
Status				
unverfüllte Gruben Vertiefungen	*48*	*96*	*345*	*374*
teils verfüllte Gruben	*0,5*	*9*	*7*	*51*
bis Geländeoberkante verfüllte Gruben	*0,5*	*5*	*57*	*109*
Verfüllung im Bild nicht erkennbar	*11*	*6*	*3*	*4*
Nutzung (Fläche in ha):				
Abbaufläche/Ruderalfläche	*48 (80 %)*	*82 (71 %)*	*300 (73 %)*	*227 (42 %)*
Deponie	*1 (2 %)*	*12 (10 %)*	*31 (8 %)*	*62 (12 %)*
Landwirtschaft	*9 (15 %)*	*18 (16 %)*	*59 (14 %)*	*128 (24 %)*
Bauland	*2 (3 %)*	*4 (3 %)*	*21 (5 %)*	*36 (7 %)*
Teich	*0 (0 %)*	*0 (0 %)*	*1 (<1 %)*	*85 (15 %)*
Anzahl der Verdachtsflächen mit anstehendem Grundwasser	*17*	*31*	*49*	*46*

Von den insgesamt 209 Flächen wurde bei 131 Verdachtsflächen eine Erstbewertung des Gefahrenpotentials durchgeführt. Bei 10 Flächen war eine Bewertung aufgrund des zu geringen Informationsstandes nicht möglich, die restlichen 68 Verdachtsflächen weisen keine Ablagerungen auf.

In allen 131 Fällen war eine Beeinträchtigung des Schutzgutes Grundwasser zu erwarten, in fünf Fällen wurde zusätzlich eine mögliche Beeinträchtigung eines Oberflächengewässers beurteilt. Die Bewertung ergab folgendes Ergebnis ("maßgebliches Risiko" nach der o.a. Methode der Erstabschätzung):

< 2 : 43 Verdachtsflächen,
2 < 4: 55 Verdachtsflächen,
4 < 6: 16 Verdachtsflächen,
> 6 : 17 Verdachtsflächen.

Gemäß den Vorgaben des Bewertungsverfahrens sind bei 88 Verdachtsflächen weitere Untersuchungen zur Abschätzung des Gefahrenpotentiales erforderlich (Maßgebliches Risiko > 2).

Die vorhergehende Karte zeigt das Ergebnis der Verdachtsflächenerhebung (Abgrenzung der erhobenen Flächen) und das Resultat der Erstabschätzung für einen Ausschnitt des Untersuchungsgebietes (Gebiet Neuseiersberg – Thalerhof). Die Abstufung gibt die Dringlichkeit des weiteren Handlungsbedarfes an. Diese Weiterbearbeitung der Ergebnisse erfolgt im Rahmen der Vollziehung des Altlastensanierungsgesetzes.

Lit.: SCHAMANN, M.; MÜLLER, D; ZIRM, K., et al. (1991): Großflächige Erfassung und Bewertung von Verdachtsflächen im Grazer Feld. Monographien 22. Umweltbundesamt, Wien.

3.6.2 Untersuchung von ausgewählten Verdachtsflächen im mittleren Burgenland

In Zusammenarbeit mit dem Amt der Burgenländischen Landesregierung wurden vom Umweltbundesamt Untersuchungen im Bereich von zwei Altablagerungen im Burgenland durchgeführt.

Ziel des Projektes war es, die Auswirkungen von aufgelassenen Gemeindedeponien auf das Grundwasser zu erkunden und mit Hilfe der Untersuchungsergebnisse die Gefährdung des Grundwassers abzuschätzen.

Vom Amt der Burgenländischen Landesregierung wurden zu mehreren Deponiestandorten Unterlagen zur Verfügung gestellt, um die Notwendigkeit und den erforderlichen Umfang von Grundwasseruntersuchungen im Bereich der Altablagerungen beurteilen zu können.

Es wurden zwei Deponiestandorte ausgewählt, an denen bereits Grundwasserbeobachtungssonden vorhanden waren und die für die Gewinnung von Grundwasserproben verwendet werden konnten. Ein Standort liegt im Gemeindegebiet von Horitschon, der andere in Deutschkreutz.

Die Deponie Deutschkreutz liegt ca. 1,5 km nordwestlich des Siedlungsgebietes von Deutschkreutz. In einer Schottergrube und in natürlichen Senken wurden seit ungefähr 1960 auf einer Fläche von 40.000 m^2 ca. 120.000 m^3 Abfälle – Haus–, Sperr–, Gewerbemüll, Bauschutt, Aushubmaterial – abgelagert. Seit 1986 wird die Deponie nur mehr zur Ablagerung von Bauschutt verwendet. Entsprechend einer Zeugenaussage wurde vermutet, daß in größerem Ausmaß wassergefährdende Stoffe (Ölfässer, Autowracks etc.) abgelagert wurden.

Die Deponie Horitschon liegt 1,5 km nördlich von Unterpetersdorf und 1,5 km südwestlich der Deponie Deutschkreutz.

In einer 2.000 m² großen und bis zu 7 m tiefen Sandgrube wurden bis 1988 6.000 m³ Bauschutt, Erdmaterial, Haus– und Sperrmüll abgelagert. Es wird vermutet, daß auch wassergefährdende Stoffe (z.B. Behälter mit Altölresten) in unbekanntem Ausmaß abgelagert wurden. Die Sandgrube ist derzeit zur Hälfte verfüllt.

Vom Umweltbundesamt wurden in Horitschon aus vier Sonden an drei Terminen (Dezember 1989, März 1990, April 1990), in Deutschkreutz aus drei Sonden an zwei Terminen (Dezember 1989, März 1990) Grundwasserproben entnommen.

Die Grundwasserproben wurden im Labor des Umweltbundesamtes analysiert. Die Untersuchungsparameter umfaßten anorganische Parameter und allgemeine Verunreinigungsindikatoren, Schwermetalle und organische Parameter.

Bei der Deponie Deutschkreutz wurde zum Zeitpunkt der Probenahmen eine Beeinträchtigung des Grundwassers im Bereich einer Grundwassermeßstelle festgestellt, die auf Ablagerungen von Hausmüll und Bauschutt zurückzuführen ist.

In Horitschon wurde in allen vier Grundwassermeßstellen eine Beeinträchtigung des Grundwassers im Bereich der Deponie festgestellt. Diese Beeinträchtigung zeigt sich vor allem in den Konzentrationen der anorganischen Hauptinhaltsstoffe – Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Nitrat, Chlorid, Sulfat – und beim Summenparameter für organische Substanzen (DOC).

Bei beiden Deponiestandorten ist eine Beurteilung der Ausbreitung der Grundwasserbeeinträchtigung aufgrund fehlender Probenahmestellen und unzureichender Kenntnis der hydrogeologischen Verhältnisse nicht möglich.

In Deutschkreutz kann wegen der unklaren lokalen hydrogeologischen Standortverhältnisse die Gefährdung des Grundwassers nicht beurteilt werden. Es sind daher noch weitere Erkundungen des Untergrundes im Bereich der Deponie erforderlich.

Obwohl bei der Deponie in der Gemeinde Horitschon die großräumigen hydrogeologischen Verhältnisse nicht bekannt sind, wird vom Umweltbundesamt diese Verdachtsfläche wegen der festgestellten erheblichen Beeinträchtigung des Grundwassers im Bereich der Altablagerungen zur Einstufung als Altlast entsprechend den Bestimmungen des Altlastensanierungsgesetzes vorgeschlagen. Diese Einstufung ist derzeit in Bearbeitung.

3.6.3 Photogrammetrische Auswertungen von Luftbildern zu zwei Deponien in der Mitterndorfer Senke (NÖ)

Im Herbst 1988 wurde das Umweltbundesamt vom Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie mit der Durchführung von Erhebungen und Untersuchungen an Altablagerungen im Bereich der Mitterndorfer Senke beauftragt.

In der Folge ersuchte das Amt der NÖ Landesregierung das Umweltbundesamt um die Ermittlung der absoluten Höhe der Deponiesohle an zwei Verdachtsflächen durch photogrammetrische Auswertung von historischen Luftaufnahmen.

Die in der Gemeinde Weikersdorf gelegene Hausmülldeponie "Helene Berger" und die in der Gemeinde Wiener Neustadt gelegene Aluminiumschlackendeponie der Fa. Berger weisen jeweils eine Ausdehnung von ca. 45.000 m² auf. Im Zeitraum 1971 – 1974 wurde mit der

Ablagerung von Hausmüll, Bauschutt und gewerblichen Abfällen begonnen. In beiden Fällen handelt es sich um wiederverfüllte Schottergruben, deren Tiefe nicht genau bekannt ist, sodaß eine Überprüfung der Einhaltung der behördlich bewilligten Abbautiefe bzw. der Höhenlage der Deponiesohle notwendig erschien.

Die Methode der Auswertung historischer Luftaufnahmen wurde vom Umweltbundesamt für derartige Zwecke schon des öfteren angewendet und auch in diesem Fall als geeignet empfunden, die Einhaltung der behördlichen Vorschreibungen zu kontrollieren und einen möglichen Kontakt des Deponiegutes mit dem Grundwasser nachzuweisen.

Zielsetzung der multitemporalen Auswertung historischer Luftaufnahmen war daher

* die exakte Ermittlung der absoluten Höhe der Deponiesohle
* ob in einem der Luftbilder anstehendes Grundwasser festgestellt werden kann oder ob die Deponiesohle im Grundwasserschwankungsbereich liegt und
* die Erarbeitung qualitativer Aspekte der abgelagerten Stoffe, soweit dies im Luftbild erkennbar ist.

Die Auswahl der für die Auswertung heranzuziehenden Luftbilder erfolgte unter Berücksichtigung der Kriterien

– Bildmaßstab,
– Bildqualität und
– Datum der Befliegung.

Der Schwerpunkt des Interesses lag im Zeitraum 1970 – 1974, in dem der Beginn der Verfüllung anzusetzen ist.

Aus dem Luftbildarchiv des Bundesamtes für Eich– und Vermessungswesen wurden folgende Bildmaterialien ausgewählt:

* Flug Wr. Neustadt/1972 Maßstab ca. 1 : 20 000 (SW–Dia)
* REV ÖK 75 – 76/1974 Maßstab ca. 1 : 15 000 (SW–Papierkopie)
* ÖLK 76/1981 Maßstab ca. 1 : 28 000 (SW–Papierkopie)

Die Bearbeitung erfolgte am Umweltbundesamt auf dem photogrammetrischen Auswertegerät Wild BC2–S.

Aufbauend auf die Erfahrungen bereits durchgeführter Bildinterpretationen wurden die Erhebungsinhalte bereits vor Arbeitsbeginn festgelegt, um die Ergebnisse der Interpretationen unterschiedlicher Bildjahrgänge miteinander vergleichen zu können und um die digitale Erfassung der Daten im Umweltinformationssystem des Umweltbundesamtes zu gewährleisten. Die Bearbeitung erfolgte nach folgenden Kriterien:

Lage und höhenmäßige Erfassung der

* Deponieabgrenzungen und Bruchlinien (Geländeoberkante und –unterkante der Grubenbegrenzungen und Schüttungen innerhalb der Deponien)
* Grundwasserstellen (Abgrenzungen)
* Straßen, Feldwege, Zufahrten
* Feldgrenzen
* Werksgelände, Gebäude sowie
* Höhenmessungen markanter Punkte.

Ergebnis der Auswertungen:

Es wurden Lage – Höhenpläne im Maßstab 1: 1.500 angefertigt.

Anstehendes Grundwasser konnte in keinem der Bildjahrgänge nachgewiesen werden, jedoch wurde in beiden Fällen der Nachweis erbracht, daß die Deponiesohle im Grundwasserschwankungsbereich liegt.

In Ergänzung zu den Detailauswertungen wurden Bildmaterialien der Jahrgänge 1958 und 1961 am Spiegelstereoskop bearbeitet.

Die Ergebnisse wurden dem Amt der NÖ Landesregierung übermittelt und dienten als Grundlage für weiterführende geophysikalische Untersuchungen und als Hilfestellung für die Situierung von Grundwassersonden. Mit den Untersuchungen wurde im Herbst 1990 begonnen. Im Rahmen der Vollziehung des Altlastensanierungsgesetzes wurden beide Deponien dem Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie als Verdachtsflächen gemeldet. Sämtliche Untersuchungsergebnisse dienen als Grundlage für die Einstufung als Altlast.

3.6.4 Einsatz geophysikalischer und geochemischer Methoden zur Erkundung der Verdachtsfläche bei Aderklaa / Marchfeld (NÖ)

In Fortführung eines Projektes zur flächendeckenden Erfassung von Altablagerungen im westlichen Marchfeld wurde die ehemalige Gemeindedeponie Aderklaa für die Durchführung orientierender Untersuchungen ausgewählt. Die Sohle der Deponie liegt im Grundwasserschwankungsbereich. Aufgrund der Nähe der Verdachtsfläche zur Versikkerungsanlage des Marchfeldkanales (ca. 2 km) war diesem Umstand besondere Bedeutung beizumessen. Durch die geplante Anreicherung des Grundwassers ist ein Ansteigen des Grundwasserspiegels im Bereich der Altablagerung um bis zu 2 Meter prognostiziert. Ein möglicher Einstau der abgelagerten Abfälle würde zu verstärkten Auswaschungen und möglicherweise zur Freisetzung von Schadstoffen führen. Ziel der Untersuchungen war die Abschätzung einer möglichen Grundwassergefährdung.

Es wurde ein abgestuftes Untersuchungsprogramm in folgender zeitlichen Reihenfolge durchgeführt:

- Geoelektrische Untersuchungen (flächendeckend)
- Geomagnetische Untersuchungen (flächendeckend)
- Radarsondierungen (Teilbereich)
- Bodenluftuntersuchungen
- Schürfe
- Untersuchung von Bodenproben

Die Ergebnisse der geophysikalischen Untersuchungen sind in Abb. 1 dargestellt. Die ermittelte starke magnetische Anomalie im südlichen Zentralbereich der Altablagerung und an einigen anderen Stellen auftretende magnetische Maxima wiesen auf das Vorhandensein von ferromagnetischen Gegenständen in der Schüttung hin. Neben der Lokalisierung von Einzelobjekten durch das Bodenradar erfolgte durch Bodenradar und Geoelektrik die Ausweisung unterschiedlicher Schüttungszonen.

Die Bodenluftuntersuchungen ergaben vornehmlich Kohlendioxid in hoher Konzentration (1–5%). Methan war nur in drei Meßpunkten in Konzentrationen > 1 % nachweisbar. Der mikrobielle Abbau der organischen Müllkomponenten erfolgt vornehmlich zu Kohlendioxid. Diese, in der Hauptsache aerobe Zersetzung des organischen Materials läßt auf ein entsprechend sauerstoffreiches Milieu in der Deponie bzw. nur geringere Mengen organischer Abfälle schließen. Chlorkohlenwasserstoffe, Benzol, Toluol und Xylol waren nur vereinzelt und dann nur im Spurenbereich nachweisbar.

Aufgrund der Ergebnisse der geophysikalischen Untersuchungen und der Bodenluftuntersuchungen wurden auf der Deponie Schürfe angelegt (s. Abb. 1).

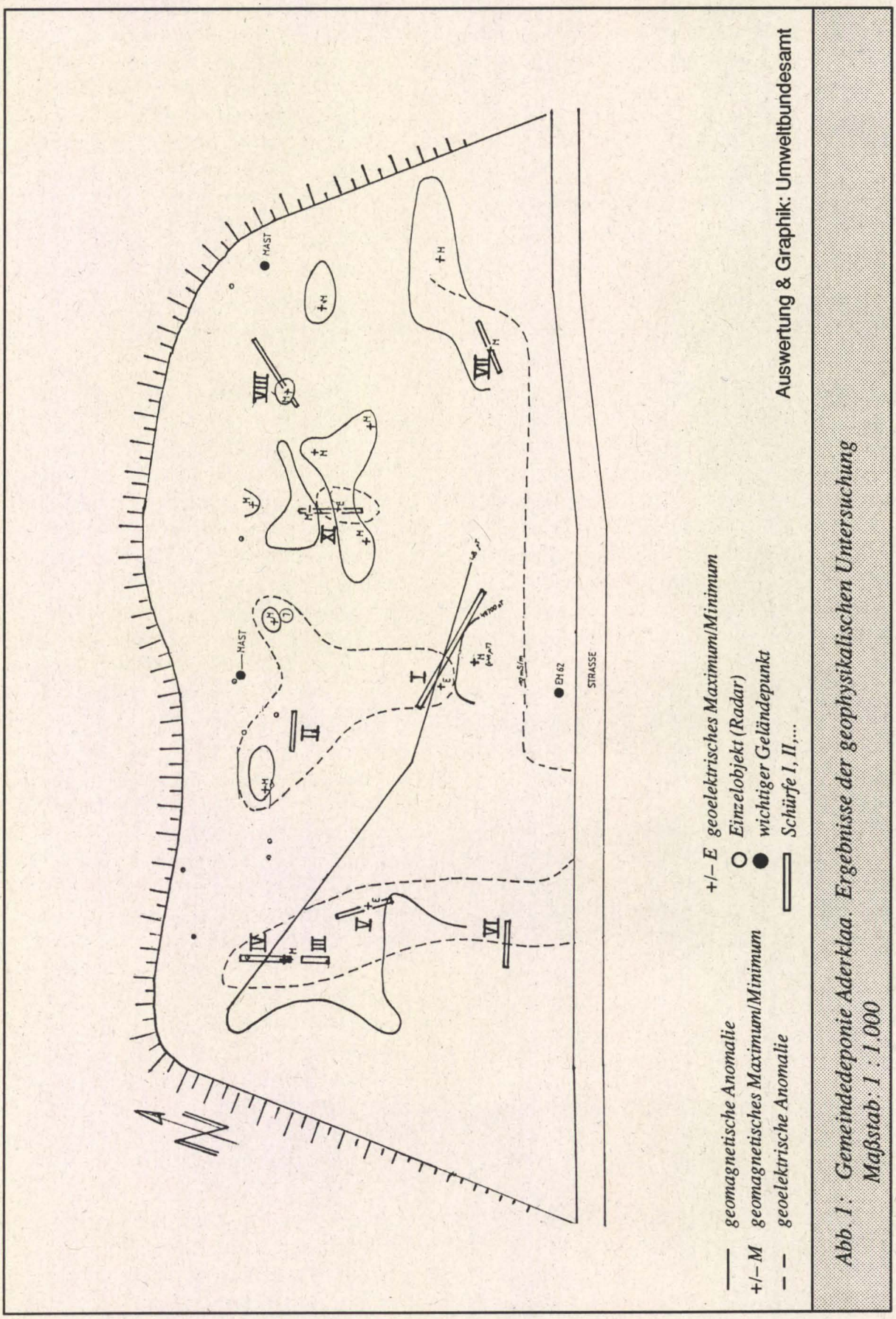


Abb. 1: Gemeindedeponie Aderklaa. Ergebnisse der geophysikalischen Untersuchung
Maßstab: 1 : 1.000

Im Bereich der magnetischen Anomalie im südlichen Zentralbereich und im Bereich zweier magnetischer Maxima wurden jeweils in einer Tiefe von 2,5 Metern Fässer gefunden. Im Zuge der Untersuchung wurden 20 Fässer geborgen.

Die Fässer waren unterschiedlich stark korrodiert bzw. beschädigt und enthielten Altöle und andere wassergefährdende Substanzen. In 6 Schürfen konnten vor allem Erdaushub und Bauschutt mit geringen Anteilen von Sperrmüll festgestellt werden. Es wurden insgesamt 14 Bodenproben gezogen und die Wassereluate gemäß DIN 38414 S4 untersucht. Außerdem wurden die Gesamtgehalte an Schwermetallen und Kohlenwasserstoffen bestimmt. Die Analysen ergaben, daß die Materialien im Bereich der Faßlager Verunreinigungen mit Kohlenwasserstoffen aufweisen. Erhöhte Schwermetallgehalte konnten nur vereinzelt festgestellt werden.

Da sich noch immer Fässer in der Altablagerung befinden, die eine Gefahr für das Grundwasser bedeuten, ist eine Sanierung der Gemeindedeponie Aderklaa notwendig. Als Folge der ersten Schürfe wurde von der Bezirkshauptmannschaft Gänserndorf ein wasserrechtliches Verfahren eingeleitet. Am 21. September 1990 wurde die Deponie gemäß Altlastensanierungsgesetz § 13 Abs. 2 in den Altlastenatlas eingetragen.

3.6.5 Kampfstoffgranaten–Deponie am Truppenübungsplatz Großmittel / Mitterndorfer Senke (NÖ)

Definition

Kampfstoffgranaten zählen zu der Gruppe der chemischen Waffen (C–Waffen) und bestehen im wesentlichen aus Kampfstoff (z.B. Stickstoff–Lost, Phosgen, Tabun, VX) und Sprengstoff. Gelangt Kampfstoff über die Haut (percutan) oder über die Atemwege (inhalativ) in den menschlichen Organismus, so genügen geringste Dosen, um den Tod herbeizuführen (z.B. percutane letale Dosis 50 von Stickstoff–Lost: 10–20 mg/kg Körpergewicht, inhalative letale Dosis 50: 1.500 mg.min/m^3 [Sven Moeschlin, 1986]).

Historischer Rückblick

Auf dem Truppenübungsplatz Großmittel/Mitterndorfer Senke befand sich während des 2. Weltkrieges ein Munitionsdepot der Deutschen Wehrmacht.

In den Jahren 1974 bis 1976 wurden durch den Entminungsdienst 28.694 Kampfstoffgranaten in 5 Containern in 6,5 m Tiefe an Ort und Stelle gelagert.

Seit dem Abschluß der Aktion im November 1976 sind von den Beamten des Entminungsdienstes in der weiteren Umgebung des seinerzeitigen Depots noch über 600.000 m^2 mit der Förstersonde abgesucht worden. Hierbei wurden 118 weitere aus dem 2. Weltkrieg stammende Kampfstoffgranaten aufgefunden. Diese Granaten sind im militärischen Sperrgebiet des Truppenübungsplatzes Großmittel zwischengelagert.

Derzeitige Situation

Am 28. Februar 1989 wurde das Umweltbundesamt mit den Fragen befaßt,

- inwieweit die seinerzeitige Lagerung der Kampfstoffgranaten am Truppenübungsplatz Großmittel dem derzeitigen Stand der Technik und den Erfordernissen des Umweltschutzes entspricht, und
- ob damals wirklich alle Kampfstoffgranaten erfaßt und einer vorschriftsmäßigen Lagerung zugeführt wurden.

Daraufhin wurde vom Umweltbundesamt eine Recherche im In– und Ausland durchgeführt.

Nach Ansicht ausländischer Fachleute stellt jede Deponierung von Kampfstoffen eine Notlösung für einen Zeitraum von maximal zehn bis zwanzig Jahren dar. Auf die Dauer gibt es keine sichere Deponierung von Kampfstoffgranaten.

Unter allen Munitionsarten sind Kampfstoffgranaten bezüglich einer Deponierung am gefährlichsten, da der Kampfstoff ständig chemische Reaktionen mit dem umgebenden Metall und dem Sprengstoff eingeht. Manche Reaktionen können zu einer Selbstzündung führen, d.h. eine Granate explodiert zu einem beliebigen Zeitpunkt selbständig, ohne äußere Einwirkungen.

Die Selbstzündung einer Kampfstoffgranate kann zu einer Beschädigung der umliegenden Granaten führen, sodaß weiterer Kampfstoff austritt. Dieser Kampfstoff führt zu einer erhöhten Korrosion, die weitere Selbstzündungen verursachen kann. Sowohl durch die Sprengkraft als auch durch die chemische Korrosion kann es zu einer Zerstörung der Barrieren der Kampfstoffgranaten–Deponie kommen.

In der Bundesrepublik Deutschland werden vom Bombenräumkommando gefundene Kampfstoffgranaten in ein Zwischenlager gebracht, wo sie so lange aufbewahrt werden, bis sie einer endgültigen Entsorgung in der Kampfmittelbeseitigungsanstalt in Munster zugeführt werden.

Diese **Fund**–Kampfstoffgranaten (also Granaten aus dem 1. und 2. Weltkrieg) stehen in der BRD unter ständiger, besonders strenger Kontrolle. Stationär angebrachte Meßgeräte überprüfen ständig, ob Kampfstoff aus den Granaten austritt. Weiters wird das Kampfstoffgranaten–Lager *täglich*, von mit speziell hermetischen Sicherheitsanzügen geschütztem Personal, begangen. Bei diesen täglichen Kontrollen wird mit eigenen Meßgeräten die Dichtigkeit der Kampfstoffgranaten überprüft.

In der Bundesrepublik Deutschland wurden jedoch nicht nur alte, aus dem 1. und 2. Weltkrieg stammende Kampfstoffgranaten zwischengelagert, sondern auch neu produzierte, sogenannte **Lager**–Kampfstoffgranaten. Bei Lagern, die solche Granaten enthalten, werden permanente technische Untersuchungen durchgeführt, um die chemischen Reaktionen und ihre Auswirkungen, die zu Selbstzündungen bzw. zu einem Leckwerden der Granaten führen können, in den Griff zu bekommen. So werden z.B. alle drei Monate Kampfstoffgranaten geöffnet, der Kampfstoff sowie Sprengstoff einer chemischen Untersuchung unterzogen und die Korrosion der übrigen Granatenteile festgestellt. Der Grund dieses hohen Aufwandes liegt darin, ein Leckwerden bzw. eine Selbstzündung der Kampfstoffgranaten zu verhindern.

In Großmittel (NÖ) wurde als Zwischenlösung die Isolierung der Kampfstoffgranaten gewählt. Die Isolierung erfolgte, indem jede einzelne Kampfstoffgranate in eine Aluminiumhülse gefaßt wurde. Die Innenhohlräume dieser Hülsen wurden mit Kieselgur verfüllt, die Hülsendeckel aufgesetzt und in die mit Nirosta–Stahl ausgekleideten Stahlbeton–Container verbracht. Die Zwischenräume im Container wurden mit Kieselgur verfüllt, die Container mit Betonteilen abgedeckt und mit einer zwei Meter hohen Erdauflage versehen. Aufgrund dieser Erdauflage sind die Container nicht zugänglich.

Im Gutachten des Instituts für chemische Technologie der Technischen Hochschule Wien, das die Grundlage der damaligen Isolierungsarbeiten darstellte, wurde empfohlen, die Aluminiumhülsen, die

die Kampfstoffgranaten umgeben, gasdicht auszuführen (etwa durch Tauchen in Epoxyharz). Dies wurde jedoch nicht gemacht. Die Aluminiumhülsen sind daher nicht gasdicht. Daher ist die ganze Deponie nicht gasdicht.

Ein wichtiger Punkt zur Beurteilung der Sicherheitsaspekte der Kampfstoffgranaten–Deponie/Großmittel, ist die Frage, welche Kampfstoffe in den Granaten enthalten sind. Mit Sicherheit kann man nur sagen, daß zumindest zwei Kampfstoffe vorhanden sind, nämlich Stickstoff–Lost und Phosgen. Ob noch andere Kampfstoffe vorhanden sind, kann derzeit nicht beurteilt werden.

Aus all dem Gesagten kam das Umweltbundesamt zu dem Schluß, daß die Kampfstoffgranaten–Deponie in Großmittel nicht dem heutigen Stand der Technik entspricht.

Zukünftige Aktivitäten

– Die Fa. Dräger/Österreich wird vom Bundesministerium für Inneres beauftragt, eine Bodenluftuntersuchungsanlage im Containerfeld mit 12 Bodensonden für die Dauerbeobachtung zu errichten. Die aus den fix installierten Bodensonden angesaugte Bodenluft kann sowohl über ein Reagenzröhrchen zum Nachweis organischer und basischer Stickstoffverbindungen, als auch über ein Absorbtionsröhrchen (Tenax) geleitet werden.

Die Nachweisgrenze des Reagenzröhrchens liegt bei 1 mg/m^3. Da die in der Bodenluft zu erwartende Konzentration sehr gering sein dürfte (geringer Dampfdruck von N–Lost, niedrige Bodentemperatur) und die Nachweisgrenze relativ hoch liegt, ist nach Ansicht der Fa. Dräger die Methode der Reagenzröhrchen lediglich als Vortest einzustufen. D.h. sollten die Reagenzröhrchen keine Verfärbung zeigen, so sind, nach Ansicht der Fa. Dräger, Prof. Schindelbauers und des Umweltbundesamtes, weitere empfindlichere Nachweisverfahren (z.B. Absorbtion der Bodenluft an einem geeigneten Absorbens z.B. Tenax mit anschließender gaschromatographischer Analytik, Bodenanalytik) anzuschließen.

3.6.6 Deponie Leopoldsdorf (NÖ)

Das Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie beauftragte am 30. Mai 1989 das Umweltbundesamt, Hangsikkerwasser der ehemaligen Hausmülldeponie der Firma Wienerberger und der im Bau befindlichen Mineralstoffdeponie der Firma Wienerberger in der KG Leopoldsdorf zu untersuchen.

Der Deponiestandort war bereits seit längerem wegen seiner Lage auf einer der größten tektonischen Bruchlinien des Wiener Beckens, des "Leopoldsdorfer Bruches", in der Öffentlichkeit heftig kritisiert worden. (Etwas nördlich davon liegt auf derselben geologischen Bruchlinie die Thermalquelle Oberlaa.)

Nach Angaben aus der Bevölkerung war das im Zuge des Baues der Sonderabfalldeponie zu Tage getretene, aus der benachbarten Altlast andringende Hangwasser stark verschmutzt.

Das Umweltbundesamt entnahm am 5. Juni 1989 drei Wasserproben auf dem Deponiegelände der Firma Wienerberger AG in der KG Leopoldsdorf und analysierte diese auf organische und anorganische Inhaltsstoffe. Die Untersuchungsergebnisse werden nachfolgend dargestellt.

Tab. 2a: Deponie Leopoldsdorf – Analysenergebnisse der Wasserproben (Teil 1)

		Probe 1	Probe 2	Probe 3
Chemisch–physikalische Parameter:				
pH–Wert		6,9	7,6	7,8
Wassertemperatur	°C	18,8	19,8	13,9
Sauerstoff gelöst	mg/l O_2	0,2	6	9,8
elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	7.140	10.150	1.340
Anorganische Parameter:				
Natrium	mg/l Na	611	1.092	26,6
Kaliumm	mg/l K	158	223	3,8
Calcium	mg/l Ca	220	245	200
Magnesium	mg/l Mg	591	631	129
Nitrat	mg/l NO_3^-	5,9	9,3	6,7
Nitrit	mg/l NO_2^-	< 0,03	0,033	0,295
Ammonium	mg/l NH_4^+	90,8	165	< 0,1
O–Phosphat	mg/l PO_4^{3-}	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Sulfat	mg/l SO_4^{2-}	55	216	556
Chlorid	mg/l Cl^-	1.470	2.630	23
Fluorid	mg/l F^-	0,27	0,28	0,16
Bor	mg/l B	9,8	6,5	0,1
Gesamteisen	mg/l Fe	6,8	1,3	0,7
Gesamtmangan	mg/l Mn	0,53	0,54	0,22
Cadmium	mg/l Cd	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Gesamtchrom	mg/l Cr	0,09	0,15	0,11
Kupfer	mg/l Cu	0,02	0,02	0,02
Nickel	mg/l Ni	0,14	0,22	0,17
Blei	mg/l Pb	< 0,005	< 0,005	0,005
Zink	mg/l Zn	0,12	0,02	0,02
Quecksilber	mg/l Hg	0,0013	0,0009	0,0012
Kobalt	mg/l Co	0,14	0,18	0,14
Arsen	mg/l As	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Summenparameter:				
Absetzbare Stoffe	ml/l	< 0,1	0,15	< 0,1
Durchlässigkeit, Färbung	254 nm	257	386	9,4
Spektral. Abs. Koeff. m^{-1}	280 nm	184	297	8,7
	436 nm	6,6	8,2	0,7
DOC	mg/l	186	202	2,7
CSB	mg O_2/l	461	480	< 15
BSB_5	mg O_2/l	72	72	4,5

Probe 1: Schöpfprobe, Entnahmebrunnen auf der ehemaligen Hausmülldeponie
Probe 2: Hangwasser, austretend aus der Nordböschung der in Bau befindlichen Deponie
Probe 3: Wasser, in der Mitte der in Bau befindlichen Mineralstoffdeponie entnommen

Tab. 2b: Deponie Leopoldsdorf – Analysenergebnisse der Wasserproben (Teil 2)

***Summenparameter** (Fortsetzung):*		*Probe 1*	*Probe 2*	*Probe 3*
Summe der Kohlen–				
Wasserstoffe	*mg/l*	*0,49*	*0,56*	*< 0,1*
AOX	*mg/l*	*0,23*	*0,27*	*< 0,003*
POX	*mg/l*	*0,033*	*0,006*	*< 0,003*
Gesamtphenole (mit				
Extraktion)	*mg/l*	*0,268*	*0,225*	*< 0,01*
MBAS – Anionenaktive				
Tenside	*mg/l*	*0,9*	*1,26*	*< 0,01*
Organische Einzelparameter				
Benzol	*µg/l*	*230*	*< 10*	*< 10*
Toluol	*µg/l*	*120*	*< 10*	*< 10*
o–Xylol	*µg/l*	*30*	*< 10*	*< 10*
m– und p–Xylol	*µg/l*	*300*	*< 10*	*< 10*
Summe der Polycyclischen Aromatischen				
Kohlenwasserstoffe)*	*µg/l*	*< 0,2*	*< 0,2*	*< 0,2*
Benzo(ghi)perylen)*	*µg/l*	*< 0,05*	*< 0,05*	*< 0,05*
Indeno(123–cd)pyren)*	*µg/l*	*< 0,05*	*< 0,05*	*< 0,05*
Benzo(a)pyren)*	*µg/l*	*< 0,05*	*< 0,05*	*< 0,05*
Benzo(b)fluoranthen)*	*µg/l*	*< 0,05*	*< 0,05*	*< 0,05*
Benzo(k)fluoranthen)*	*µg/l*	*< 0,05*	*< 0,05*	*< 0,05*
Fluoranthen)*	*µg/l*	*< 0,05*	*< 0,05*	*< 0,05*
Summe der Polcyclischen Aromatischen				
Kohlenwasserstoffe	*µg/l*			*< 0,2*
Benzo(ghi)perylen	*µg/l*	*0,17*	*< 0,05*	*< 0,05*
Indeno(123–cd)pyren	*µg/l*	*< 0,05*	*0,12*	*< 0,05*
Benzo(a)pyren	*µg/l*	*0,08*	*< 0,05*	*< 0,05*
Benzo(b)fluoranthen	*µg/l*	*< 0,05*	*< 0,05*	*< 0,05*
Benzo(k)fluoranthen	*µg/l*	*< 0,05*	*< 0,05*	*< 0,05*
Fluoranthen	*µg/l*	*1,60*	*1,36*	*< 0,05*
Dimethylphthalat	*µg/l*	*< 2*	*< 2*	*< 2*
Diethylphthalat	*µg/l*	*< 2*	*< 2*	*< 2*
Di–n–butylphthalat	*µg/l*	*< 2*	*< 2*	*< 2*
Benzylbutylphthalat	*µg/l*	*< 2*	*< 2*	*< 2*
Bis(2–ethylhexyl)phthalat	*µg/l*	*< 2*	*< 2*	*< 2*
Di–n–octylphthalat	*µg/l*	*< 2*	*< 2*	*< 2*

* = *filtrierte Probe*

Tab. 2c: Deponie Leopoldsdorf – Analysenergebnisse der Wasserproben (Teil 3)

Organische Einzelparameter *(Fortsetzung):*		*Probe 1*	*Probe 2*	*Probe 3*
2–Chlorphenol	µg/l	*102*	*105*	*< 10*
3–Chlorphenol	µg/l	*< 10*	*< 10*	*< 10*
4–Chlorphenol	µg/l	*< 10*	*< 10*	*< 10*
2,3–Dichlorphenol	µg/l	*< 10*	*< 10*	*< 10*
2,4–Dichlorphenol	µg/l	*< 10*	*< 10*	*< 10*
2,5–Dichlorphenol	µg/l	*29,2*	*53,8*	*< 10*
2,6–Dichlorphenol	µg/l	*< 10*	*< 10*	*< 10*
3,5–Dichlorphenol	µg/l	*< 10*	*< 10*	*< 10*
2,3,4–Trichlorphenol	µg/l	*< 10*	*< 10*	*< 10*
2,3,5–Trichlorphenol	µg/l	*< 10*	*< 10*	*< 10*
2,3,6–Trichlorphenol	µg/l	*< 10*	*< 10*	*< 10*
2,4,5–Trichlorphenol	µg/l	*< 10*	*< 10*	*< 10*
2,4,6–Trichlorphenol	µg/l	*< 10*	*< 10*	*< 10*
2,3,5,6–Tetrachlorphenol	µg/l	*< 10*	*< 10*	*< 10*
Pentachlorphenol	µg/l	*< 10*	*< 10*	*< 10*

Da in den einzelnen Proben für die Summe der ausblasbaren Organohalogenverbindungen (POX) nur geringe Werte festgestellt wurden (Probe 1: 0,033 mg/l, Probe 2: 0,006 mg/l), wurden die Proben nur halbquantitativ auf folgende einzelne, flüchtige halogenierte Verbindungen untersucht: Trichlormethan, 1,1,1–Trichlorethan, Trichlorethylen, Tetrachlorethylen, Tetrachlorkohlenstoff.

In der Probe 1 waren Trichlorethylen und Tetrachlorethylen als Hauptmengen vorhanden; im Hangwasser (Probe 2) lagen ähnliche Konzentrationsverteilungen vor. In der Probe 3 konnte weder Trichlorethylen noch Tetrachlorethylen nachgewiesen werden. –

Aufgrund des offensichtlich schwankenden Schadstoffaustritts wurden bei anderen (auch betriebseigenen) Analysen für verschiedene Parameter z.T. deutlich höhere Kontaminationswerte ermittelt.

Leopoldsdorf ist derzeit in Berücksichtigung der geologisch problematischen Lage nicht mehr als Deponiestandort des Landes Niederösterreich vorgesehen.

3.6.7 Grundwasseruntersuchung im Abstrombereich der Deponie Kotzendorf (NÖ)

Das Umweltbundesamt hat bei Grundwasseruntersuchungen im Bereich der Marktgemeinde Gars/Kamp (KG Nonndorf) auf Ersuchen der Gemeinde im Rahmen der Umweltkontrolle Proben aus Grundwassersonden im Abstrombereich einer Deponie in der KG Kotzendorf genommen und diese einer Analyse zugeführt.

Die durchgeführte Untersuchung kann als orientierende Voruntersuchung im Unterstrom der Deponie betrachtet werden, da keine Vergleichsmöglichkeit mit

der Grundwasserqualität oberstromig der Deponie gegeben ist. Die im Unterstrom analysierten Parameter sollen allfällige anthropogene Einflüsse (Verunreinigungen) erkennen lassen. Aussagen, ob diese Einflüsse auf die Deponie zurückzuführen sind, können nur in eingeschränktem Ausmaß gemacht werden. Dies umso mehr, als nur die Ergebnisse von einer Sonde zur Beurteilung vorliegen und diese ziemlich im Randbereich des Grundwasserabstromes situiert sein dürfte. Die erhaltenen Ergebnisse müssen als Orientierungshilfe für weitere Untersuchungen betrachtet werden.

Die Untersuchungsergebnisse zeigten, daß das Grundwasser im Abstrombereich der Deponie qualitativ beeinträchtigt ist (erhöhte Nitrat–, Nitrit– und Ammoniumkonzentrationen, erhöhter Gehalt an gelösten organischen Substanzen sowie durch den AOX–Wert Hinweis auf halogenierte organische Verbindungen). Aussagen, in welchem Ausmaß diese Beeinträchtigungen auf die Deponie zurückzuführen sind, konnten nicht gemacht werden, da Vergleichswerte aus dem Bereich oberhalb der Deponie nicht vorliegen.

Auf Grund der Ergebnisse dieser Untersuchung im Unterstrom der Deponie sind aus der Sicht des Umweltbundesamtes weitergehende Untersuchungen erforderlich. Um genauere Aussagen über eine allfällige Gefährdung des Grundwassers durch die Deponie sowie über die Grundwasserströmungsverhältnisse machen zu können, sollten nach Möglichkeit drei zusätzliche Grundwassersonden errichtet werden.

3.6.8 Messungen des Deponiegases der Deponie Halbenrain (Stmk)

Das Amt der Steiermärkischen Landesregierung ersuchte das Umweltbundesamt um eine Untersuchung, ob durch die Lagerung von Rückständen aus dem Bereich der Abfallverbrennung Dioxine in den Deponiekörper gelangt sein könnten, die das als Brennstoff in verschiedenen Anlagen genutzte Deponiegas gefährlich belasten.

Vom Amt der Steiermärkischen Landesregierung wurde betreffend der Dioxinanalytik die Forschungsgesellschaft für Technischen Umweltschutz (FTU) beauftragt. Die Prüfung des Deponiegases auf den Gehalt anderer organischer Schadstoffe erfolgte durch das Umweltbundesamt.

Um den sachlichen Gehalt zahlreicher Vorbehalte, die von Vertretern von Gemeinden und Bürgerinitiativen u.a. gegenüber der Standortsicherheit, der baulichen Ausführung und der Art des Betriebes der Deponie sowie gegenüber der Qualität der abgelagerten Abfälle geäußert wurden, zu überprüfen, wurde in die, dem Umweltbundesamt seitens der Behörden übermittelten Unterlagen betreffend die wasserrechtlichen, naturschutzrechtlichen, forst– und baurechtlichen Genehmigungsansuchen und Bescheide Einsicht genommen und zwei Lokalaugenscheine vom Umweltbundesamt durchgeführt.

Beim ersten Lokalaugenschein an der Deponie, anläßlich welchem auch die Probenahmeorte für die nachfolgenden Untersuchungen festgelegt wurden, konnten keine Auffälligkeiten oder Hinweise gefunden werden, die einen Verdacht auf die Ablagerung dioxinhaltiger Verbrennungsprodukte stützten. Der überwiegende Eindruck war, daß die Deponie nach dem Stande der Technik und konsensmäßig betrieben wurde. Als Probenahmeort wurde der Heizkessel eines mit Deponiegas beheizten Hauses in Halbenrain gewählt, welcher nach seiner

Bauweise auf für die Dioxinbildung günstige Verhältnisse schließen ließ. Für die Probenahme, die für die Untersuchung "herkömmlicher" Parameter dienen sollte, wurde eine geeignete Stelle an der Kontrollstation im Deponiebetriebsgebäude gefunden. Anläßlich der Probenahme erfolgte eine zweite Begehung der Deponie mit dem gleichem Ergebnis wie beim ersten Mal.

In der Folge wurde beim Deponiebetreiber um Einsichtnahme in die Deponiebücher und in die Projektunterlagen der beiden bereits verwirklichten und der geplanten Ausbaustufen ersucht. Diese wurde gewährt. Allerdings konnten auch dadurch weder einschlägige Verdachtsmomente bestätigt noch Hinweise auf nicht konsensmäßiges Verhalten gefunden werden.

Die Ermittlungen des Dioxingehaltes von Deponiegas und seiner Verbrennungsprodukte lieferten Werte, die eine Gefährdung von Mensch und Umwelt bei konsensmäßigem Betrieb der Deponie nicht erwarten ließen. Der Grenzwert von 0,1 ng/Nm^3 3,4,7,8–TCDD–Äquivalent, wie er im Luftreinhaltegesetz (LRG–K, BGBl. 380/1988) festgeschrieben ist, wurde weder im Falle des Deponiegases (kein Nachweis !) noch im Falle der Verbrennungsprodukte (0,018 ng/m^3) überschritten.

Die Gehalte der anderen untersuchten Komponenten lagen im Bereich der in der Literatur beschriebenen Werte und eine Gefährdung von Mensch und Umwelt kann durch sie bei konsensmäßigem Betrieb ebenfalls nicht erwartet werden.

3.6.9 Untersuchungen der Deponie Rautenweg (Wien)

Auf Veranlassung durch das Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, führte ein Mitarbeiter des Umweltbundesamtes am 23. Oktober 1990 an der Deponie Rautenweg einen Lokalaugenschein und eine Probenahme von dort abgelagerten Abfallstoffen durch. Wie vereinbart, fand diese Probenahme in Anwesenheit der Obfrau der Bürgerinitiative Rautenweg, statt.

Bei dieser Gelegenheit wurde auf die durch den Deponiebetrieb verursachten massiven Beeinträchtigungen durch Staub, Lärm, Geruch und die Belastung des früher als Trinkwasser nutzbaren Grundwassers hingewiesen, denen sich die Anrainerschaft der Deponie ausgesetzt sieht. Insbesonders durch die mit dem Staub transportierten Schadstoffe bestünde, nach Auffassung der Bürgerinitiative Rautenweg, eine gesundheitliche Gefährdung des der Staubimmission ausgesetzten Personenkreises.

Unter Führung des Leiters der Deponie Rautenweg wurde das Deponiegelände begangen. Mit Ausnahme der aktuellen Einbauorte für die Verbrennungsrückstände der Wiener Abfallverbrennungsanlagen und einer Fläche von ca. 2000 m^2, an der Hausmüll eingebaut wurde, konnten nur ordnungsgemäß abgedeckte Flächen gesehen werden. Die Abdeckung bestand aus Bauschutt, Aushubmaterial und Ähnlichem und war teilweise angefeuchtet, sodaß trotz des kräftigen Ostwindes keine nennenswerte Staubentwicklung beobachtet werden konnte. Die Vorsitzende der Bürgerinitiative vertrat die Meinung, daß dieser Betriebszustand für die Deponie atypisch wäre und führte die offensichtlich ordnungsgemäße Betriebsweise auf die langfristige Anmeldung des Besuches zurück.

Am Einbauort für die verfestigten Verbrennungsrückstände in der Höhe der Deponiesohle wurden zwei Proben gezo-

gen. Von den Schlacken und Aschen aus den Anlagen der EbS, die eben an der höchsten Etage deponiert worden waren, wurden drei Proben entnommen. In der Umgebung des zweiten Probenahmeortes war auch der für Deponiegas typische faulige Geruch in starker Intensität wahrzunehmen. Alle Proben wurden auf ihre Übereinstimmung mit den im Bescheid G.Z. III–19–14/89 vom 30. März 1990 festgelegten Grenzwerten untersucht.

Die Untersuchungsergebnisse lagen meist weit unter den Grenzwerten. Es konnte keine Verletzung der bescheidmäßigen Auflagen nachgewiesen werden.

Bestimmung der Staubbelastung in der Umgebung der Mülldeponie

Aufgrund von Anrainerbeschwerden hat das Umweltbundesamt Mitte November 1990 mit kontinuierlichen Staubkonzentrationsmessungen sowie Windmessungen (Windrichtung und –geschwindigkeit) östlich der Mülldeponie Rautenweg begonnen, um Staubverfrachtungen aus dem Bereich der Deponie zu erfassen. Zusätzlich wurde ein Staubdepositionsmeßnetz (Bergerhoff–Becher) rund um die Deponie errichtet, um Schlüsse über die räumliche Verteilung der Staubbelastung ziehen zu können. Insgesamt wurden ca. 20 Depositionsmeßstellen aufgebaut; der Probenwechsel erfolgte im Abstand von 14 Tagen.

Aus der Kombination der beiden Meßverfahren zusammen mit den Windmeßwerten kann die Höhe der gesamten Staubbelastung festgestellt sowie der Beitrag der Deponie zur Staubbelastung abgeschätzt werden.

3.6.10 Untersuchung von Lack– und Lösemittelabfällen im Bereich des Nordwestbahnhofes und des Freudenauer Hafens (Wien)

Am 30.3.1989 wurden auf Veranlassung durch das Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie von Mitarbeitern des Zentrallabors des Umweltbundesamtes Probenahmen an mehreren Fässern auf dem Gelände des Nordwestbahnhofes und dem des Hafens Freudenau durchgeführt. Die Deklarierung der Fässer war teilweise nicht ausreichend bzw. unzutreffend oder fehlte vollkommen. Der über den Inhalt beider Lieferungen Verfügungsberechtigte vertrat die Meinung, daß es sich um Lacke, bzw. um wiederverwertbare Lackrückstände handle.

Die Fässer, die Lösemittel– und Lackrückstände mit den verschiedensten Fremdkörpern enthielten, wurden von zwei Firmen, die der Behörde als Sonderabfallentsorger nicht bekannt waren, in ein osteuropäisches Land unter dem Vorwand exportiert bzw. zu exportieren versucht, daß es sich um recyclierbare Güter handle. Vom Adressaten zurückgesandt, lagerten die Gebinde in Containern mehrere Wochen auf dem Gelände des NW–Bahnhofes und des Hafens Freudenau.

Die Probenahmen gestalteten sich wegen der beengten räumlichen Verhältnisse und wegen der Beeinträchtigung durch Lösemitteldämpfe in den Containern sehr schwierig, sodaß eine systematische Probenahme trotz der Verwendung von Atemschutzgerät innerhalb der zur Verfügung stehenden Zeit nicht möglich war. Die Heterogenität des Faßinhaltes machte das Ziehen von Stichproben notwendig. Schon der optische Eindruck ließ erkennen, daß es sich um Gemische bzw. Gemenge aus verschiedenen Lösemitteln, Lackrückständen, Klebe– und

Bindemittelkomponenten und weiters auch um lösemittelgetränkte Putzlappen und um mit Mineralölprodukten verunreinigten Boden handelte.

Ausgewählte Proben wurden chemisch untersucht und dabei wurden durch destillative Trennung u.a. aliphatische Kohlenwasserstoffe, Ketone, Essigsäureester und leichtflüchtige, halogenierte Kohlenwasserstoffe isoliert und nachgewiesen (z.B. Aceton bis 25 Massenprozent).

Ferner wurden die Proben halbquantitativ auf Schwermetalle und Halogenide untersucht, wobei Blei, Zink, Titan, Kupfer und in einigen Proben auch Barium und Brom nachgewiesen werden konnten. Die quantitativ erfaßten Chlorgehalte lagen zwischen wenigen ppm und max. 11 Massenprozenten.

Die Untersuchung der Bodenproben erbrachte den Nachweis, daß diese Kohlenwasserstoffe bis zu 10 Massenprozenten enthielten und Gehalte an polychlorierten Biphenylen von bis zu 3,5 ppm vorlagen.

Durch die Untersuchungen wurde der Beweis erbracht, daß es sich bei den beprobten Gebindeinhalten um überwachungsbedürftige Sonderabfälle im Sinne der ÖNORM 2101 handelte.

3.7 Radioökologie

3.7.1 Radionuklide im Waldökosystem (NÖ – OÖ)

In zwei großen, geschlossenen Waldgebieten, dem Weinsberger Wald im Waldviertel/Niederösterreich und dem Kobernaußer Wald im Innviertel/Oberösterreich wurde vom Umweltbundesamt in einem gemeinsam mit dem BMfGSK (Abteilungen Strahlenschutz und Radiochemie) und dem Institut für Wildtierkunde der Veterinärmedizinischen Universität Wien durchgeführten Projekt das Verhalten von Radionukliden in Waldökosystemen untersucht.

Ziel dieses Projektes war es, innerhalb des Waldökosystems Indikatoren für die Belastung mit künstlichen Radionukliden zu finden. Diese Bioindikatoren könnten (bei einer etwaigen neuerlichen großräumigen Kontamination) flächendeckend für ganz Österreich rasch zur Analyse herangezogen werden.

In erster Linie wurde das Leitnuklid Cs–137 untersucht, weil es beim Tschernobyl–Fallout in großen Mengen freigesetzt wurde und eine relativ lange Halbwertszeit von über 30 Jahren aufweist.

Die Auswahl der Untersuchungsgebiete erfolgte auf Grund der lokal vorliegenden hohen Belastungswerte von Gras und Wildtieren mit Radiocäsium nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl.

Waldökosysteme sind grundsätzlich stärker belastet als landwirtschaftlich genutzte Flächen, da sie einerseits im Verhältnis zum Freiland mehr radioaktive Substanzen aus der Luft filtern, andererseits Waldböden nicht mechanisch bearbeitet werden und die Radionuklide in den obersten Bodenschichten für viele Pflanzen verfügbar bleiben.

Untersuchungen der **Bodenbelastung** (im Gebiet des Weinsberger Waldes erreichte die durchschnittliche Kontamination Werte von 40.000 Bq/m^2 Cs–137) zeigten, daß in der organischen Auflage des Waldbodens eine wesentlich höhere Konzentration von radioaktivem Cäsium enthalten ist als in Ackerböden. Während sich auf landwirtschaftlich genutzten Flächen die durch den Fallout von Tschernobyl freigesetzte Radioaktivität – infolge einer intensiven mechanischen Bodenbearbeitung – im Profil verteilt, wird das im Wald deponierte Radiocäsium noch längere Zeit in den obersten Bodenschichten vorhanden sein und auch in den kommenden Jahren zu höheren Belastungen von bestimmten Waldbeeren, Pilzen und – der Nahrungskette folgend – auch von Wildtieren führen.

Die bei der Belastung von **Wild** auftretenden starken Schwankungen (im Jahr 1988 analysierte Rehwildproben aus dem Kobernaußer Wald ergaben Cäsium–137–Aktivitäten in der Muskulatur zwischen 1.043 Bq und 11.865 Bq) hängen einerseits mit der Depositionssituation im Untersuchungsgebiet zusammen, andererseits mit den vielen Faktoren, die den Kontaminationspfad vom Boden über die Pflanzen bis in den Wildkörper beeinflussen, wie z.B. den Ernährungsgewohnheiten des Wildes, dem jeweiligen Äsungsangebot, der Bodenbeschaffenheit sowie den Fähigkeiten der einzelnen Pflanzenarten, Radiocäsium aus dem Boden aufzunehmen und zu speichern. Es wurden hauptsächlich Rehwildproben (Muskulatur, Niere, Panseninhalt) untersucht und bei einigen Tieren auch botanische Panseninhaltsanalysen durchgeführt, um Informatio-

nen über die Äsungsauswahl der Wildtiere zu erhalten.

Ebenfalls stark unterschiedliche Aktivitätskonzentrationen wurden bei den **Pilzen**, die Radiocäsium aus dem Substrat aufnehmen und in den Fruchtkörpern anreichern, festgestellt. Sowohl zwischen den verschiedenen Arten (artspezifische Variabilität) als auch bei artgleichen Exemplaren, die im Abstand von nur wenigen Metern beprobt wurden (Standort–Variabilität) traten große Kontaminationsunterschiede auf.

Von den untersuchten Wildpilzen erwiesen sich im Weinsberger wie im Kobernaußer Wald die Maronenröhrlinge *(Xerocomus badius)* mit bis zu 142.000 Bq Cs–137 / kg TS als die am stärksten kontaminierte Pilzart.

Da die Cäsium–Anreicherung innerhalb eines Waldökosystems von äußerst komplexen Transfer– und Translokationsmechanismen abhängig ist, wurden neben den Waldböden die unterschiedlichsten Pflanzen– und auch Tierarten (Käfer, Mäuse) beprobt, um einen Überblick über die Kontaminationssituation in einem Waldgebiet und damit einen Einblick in die Variabilität des Systems zu erhalten.

Insgesamt wurden zwischen 1988 und 1990 aus beiden Untersuchungsgebieten mehr als 800 Umweltproben analysiert. Durch die Untersuchung wurden standortstypische Vegetationsformen, charakteristische Äsungspflanzen sowie Vegetation mit bekannt hohen Aktivitätswerten erfaßt.

Neben Moosen, Flechten, Farnen, diversen Gräsern, Fichtennadeln, Rinde und Holz wurden insbesondere **Heidelbeerstauden** *(Vaccinium myrtillus)* sehr zahlreich beprobt, da sich die Heidelbeeren als mögliche Indikatorpflanzen anbieten (hoher Verbreitungsgrad im gesamten Bundesgebiet, einfache Probenahme, Äsungspflanzen).

Bei der Probenahme wurden die oberirdischen Teile der Stauden abgeschnitten und je nach Probenahmefläche zu Mischproben vereinigt, Einzelpflanzen wurden mitsamt dem Rhizom gesondert als Probe entnommen. Bei der Probenaufbereitung wurden die Heidelbeerstauden in einzelne Jahrgänge aufgeteilt, dabei erfolgte eine Trennung der jährlichen Austriebe bis ins Jahr 1986 zurück.

Es zeigte sich, daß die stoffwechselaktivsten Teile der Pflanze auch die höchsten Belastungen aufweisen (Triebe 1988 in Abb. 1). Um das Verhältnis zwischen Heidelbeeren und der Gesamtbelastung eines Gebietes aufzuzeigen, wurden auch Vergleichsproben im Dunkelsteiner Wald/NÖ, einem durch den Tschernobyl–Fallout wesentlich geringer kontaminierten Waldgebiet, gezogen.

Zusätzlich zur großräumigen Belastungsverteilung (Mittelwerte der einzelnen Untersuchungsgebiete) zeigt Abb. 1 die Kontaminationsunterschiede der Heidelbeer–Mischproben von mehreren Probenahmeorten innerhalb eines Waldgebietes. Die Radioaktivitätswerte der Mischproben sind in kBq/kg TS angegeben (1 kBq = 27 nCi).

Der Vergleich von Heidelbeertrieben mit anderen Vegetationsarten an unterschiedlich belasteten Standorten im Weinsberger Wald (Abb. 2) zeigt die Repräsentanz dieser Heidelbeerwerte für die Kontamination eines bestimmten Waldstandortes.

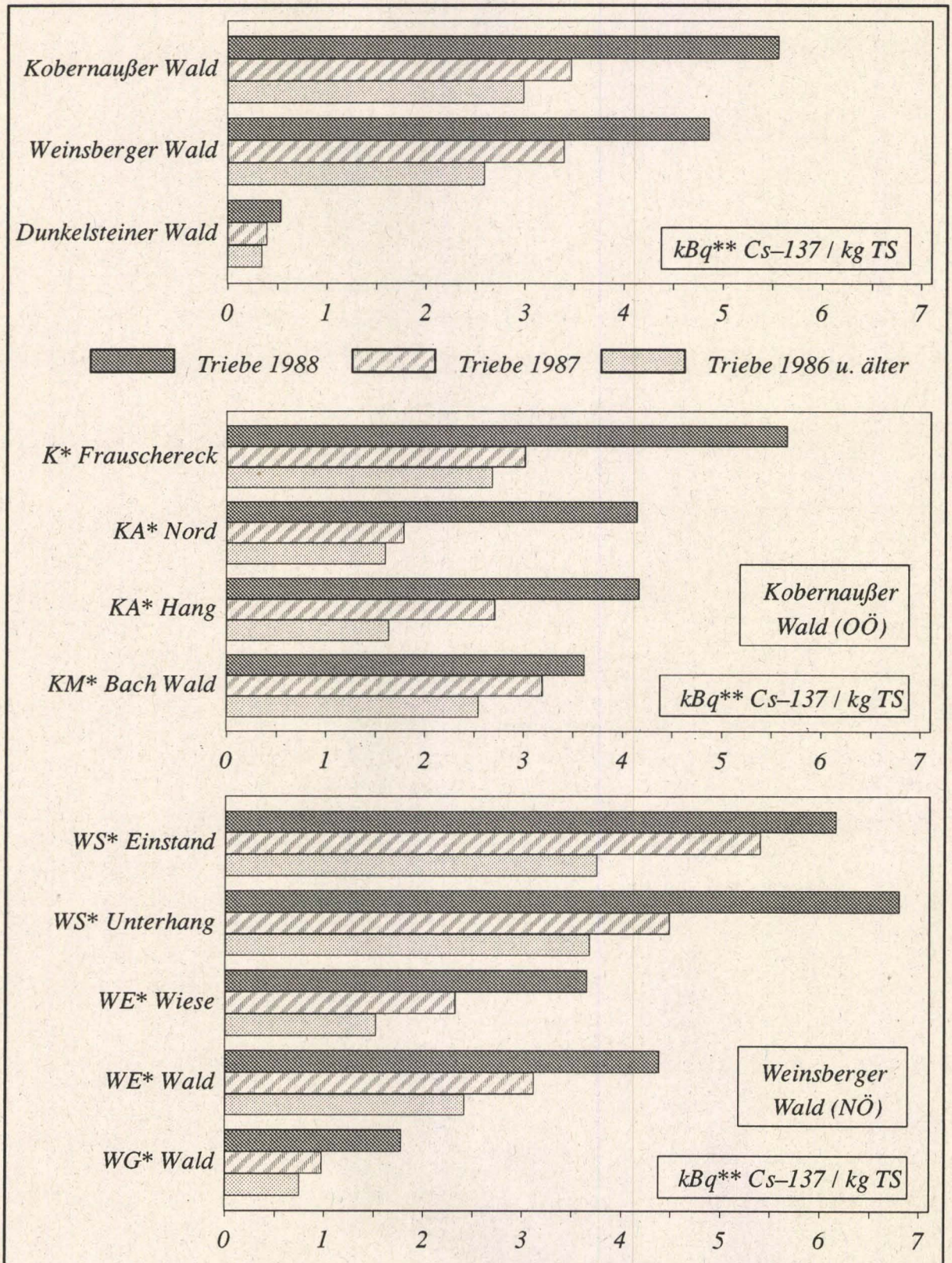


Abb. 1: Radioaktivitätswerte in Heidelbeermischproben (1988)

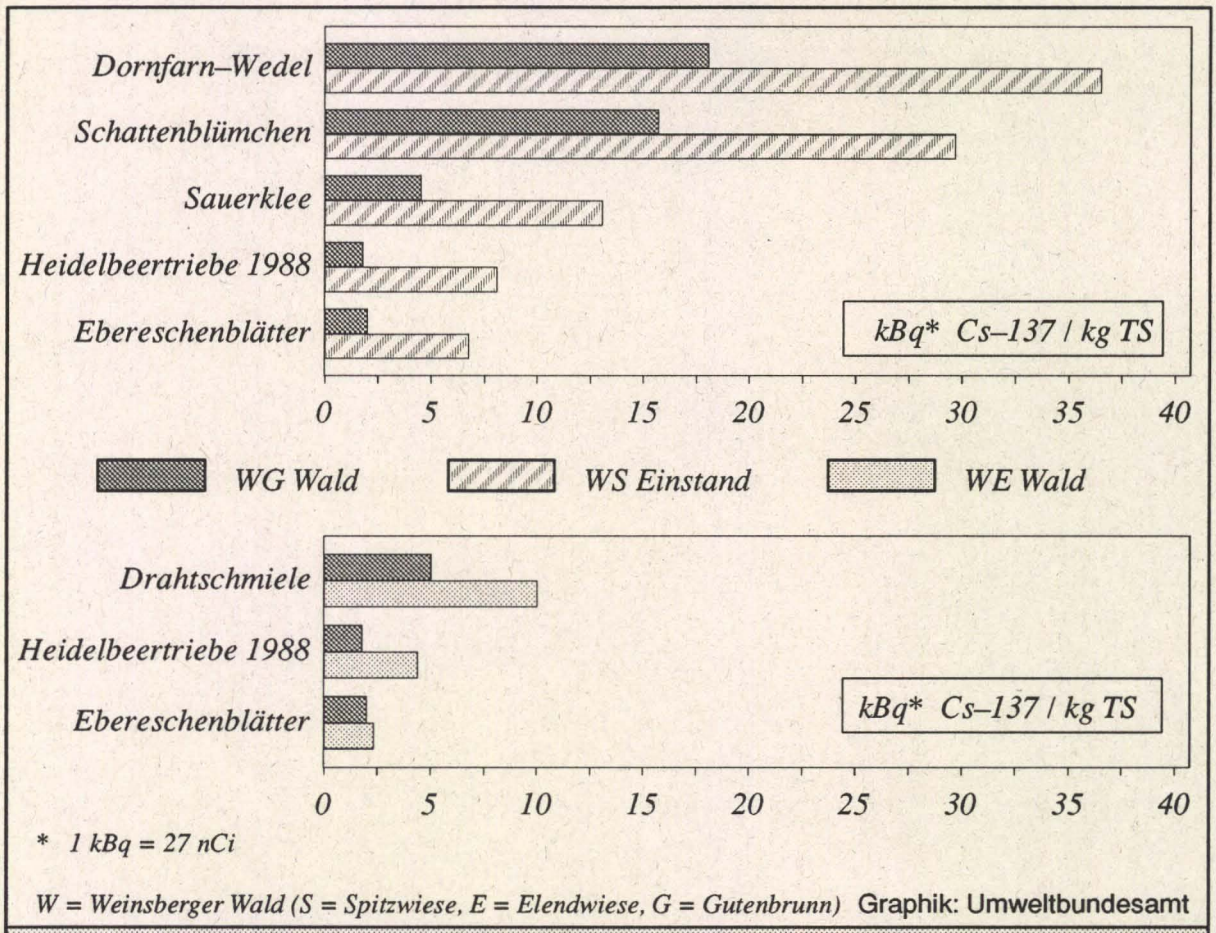


Abb. 2: Vergleich mehrerer Vegetationsarten an unterschiedlich belasteten Standorten im Weinsberger Wald (NÖ)

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß sich die Heidelbeere als Indikator für die radioaktive Belastung der Vegetation in einem Waldgebiet eignet. Viele Fragen über das Verhalten der Radionuklide im Ökosystem Wald sind jedoch nach wie vor offen und werden in Folgeprojekten untersucht.

3.7.2 Radionuklide im Agrarökosystem (NÖ)

In einem vom Reaktorunfall in Tschernobyl 1986 stark betroffenen Gebiet wurde der Kreislauf der Radionuklide in einem Agrarökosystem unter natürlichen Bedingungen untersucht.

Als Untersuchungsgebiet wurde der Weinsberger Wald ausgewählt, da dieser Bereich durch den Fallout aus Tschernobyl besonders stark kontaminiert wurde. In diesem Gebiet wurde vom Umweltbundesamt ebenfalls eine Studie über das Verhalten von Radionukliden in einem Waldökosystem durchgeführt (s. 3.7.1). Die detaillierten Meßergebnisse beider Studien werden 1991 in der Reihe "Monographien" des Umweltbundesamtes veröffentlicht.

Die Untersuchungen wurden von 1987 bis Ende 1989 durchgeführt. Das Untersuchungsprogramm umfaßte zahlreiche Bodenproben, welche neben Cäsium–137 auch auf Kontamination durch

andere Radionuklide aus dem Tschernobyl–Fallout analysiert wurden, Grasproben von den einzelnen Futterwiesen sowie Mischproben von Futtermitteln und Milch.

Um den Kreislauf zu schließen, wurden auch Proben von Mist und Jauche der Rinder vor dem Ausbringen auf die Wiesen analysiert.

Weiters wurde untersucht, wieweit Düngung und Bodenbearbeitung einen Einfluß auf die Aufnahme von Cäsium in die Pflanzen haben bzw. ob intensive Düngung die Verlagerung des Cäsiums in tiefere Bodenschichten beeinflußt.

Im Gegensatz zu den meisten Studien, welche nach dem Unfall in Tschernobyl durchgeführt wurden, wurden Transferraten unter üblichen landwirtschaftlichen Produktionsbedingungen ermittelt.

Einige Ergebnisse der Untersuchungen

Die mittlere **Bodenbelastung** im Weinsberger Wald betrug bei 63 Proben nach Auswertung aller Messungen 1100 nCi Cs–137 / m^2 (40,7 kBq/m^2) aufgrund der Kontamination durch die Reaktorkatastrophe von Tschernobyl (Abb. 3) und erwies sich als weitgehend homogen (zum Vergleich: österreichweit beträgt die Kontamination der Böden zwischen 25 und > 2000 nCi/m^2). Die Belastung durch den Fallout der Atombombentests aus den 60er Jahren wurde mit durchschnittlich 74 nCi Cs–137 / m^2 (2 kBq/m^2) ermittelt.

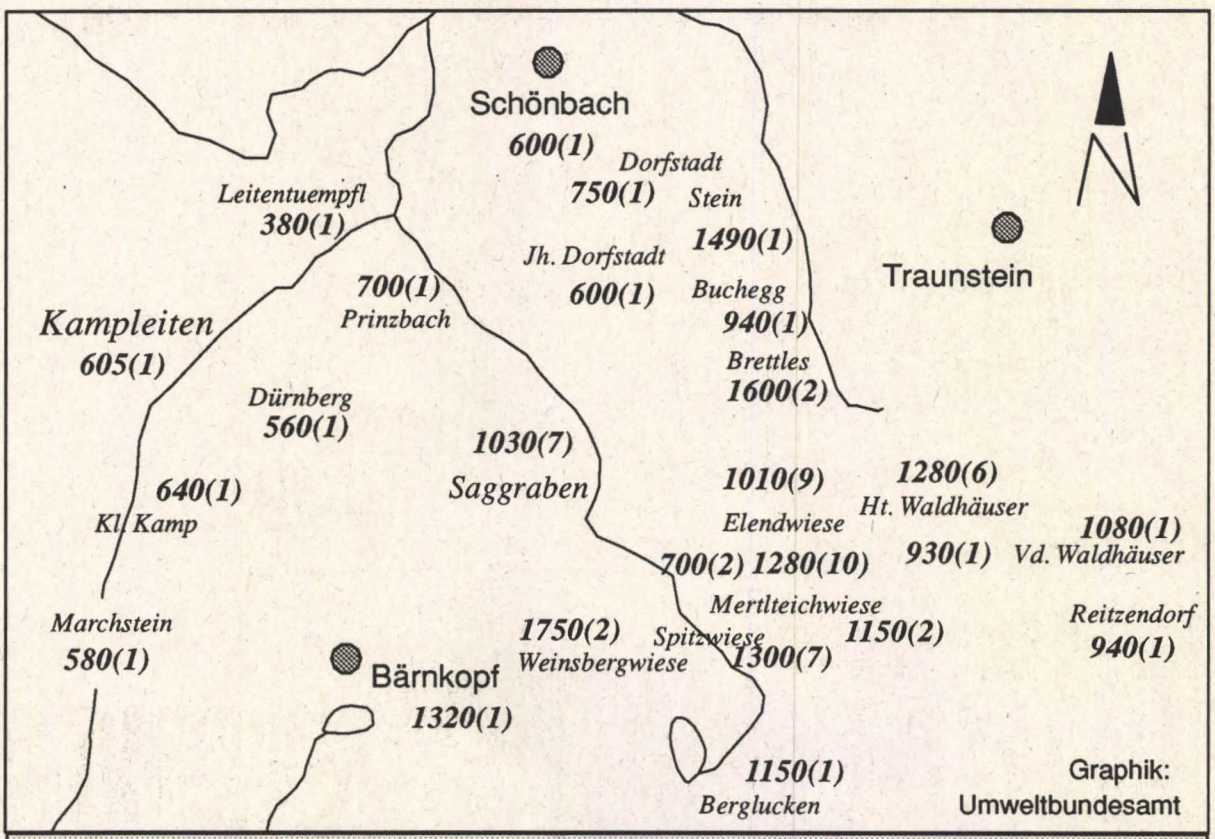
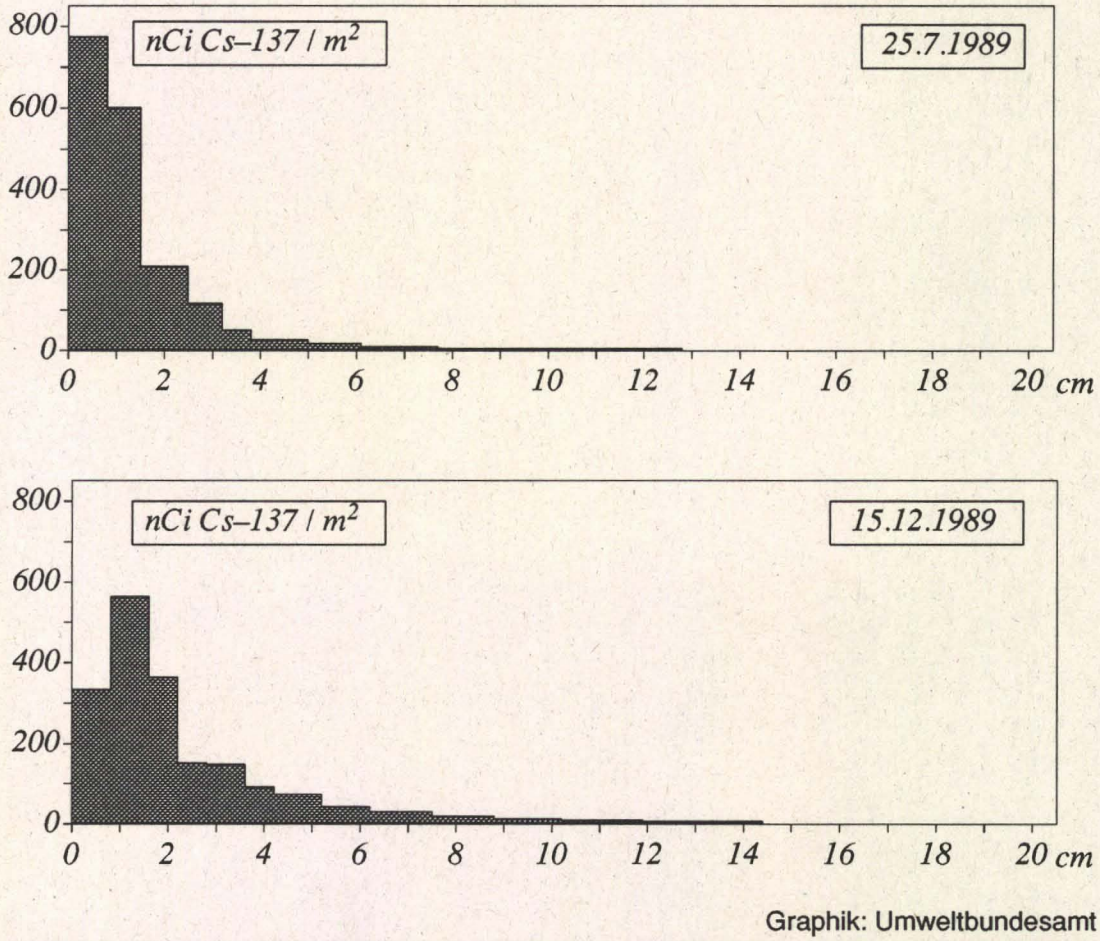


Abb. 3: Durchschnittswerte der Bodenbelastung im Weinsberger Wald (Angaben in nCi/m^2 Cs–137; in Klammer: Anzahl der gemessenen Proben)

Die Untersuchung der Tiefenverteilung der Radionuklide im Bodenprofil zeigte, daß der größte Teil der Radionuklide aus dem Tschernobyl–Fallout noch immer in den obersten Zentimetern des Bodens konzentriert ist. Im Laufe der Jahre dringen die Nuklide jedoch tiefer in den Boden ein.

Zur Zeit liegt das Maximum des Tschernobyl–Fallouts in vielen untersuchten Böden in etwa 1 bis 3 cm Tiefe, das des Bomben–Fallouts in 3 bis 5 cm. Es zeigte sich, daß das Maximum der Cs–137 Belastung insbesondere seit dem zweiten Halbjahr 1989 deutlich unterhalb der Oberfläche liegt (s. Abb.4).



Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 4: Tiefenverteilung der Cs–137–Belastung im Boden (Weinsberger Wald / NÖ); y–Achse: Strahlungswerte in nCi / m²; x–Achse: Bodentiefe in cm

Auf zwei nebeneinander liegenden Wiesen wurde der Einfluß starker Düngung auf die Wanderung des Cäsiums in tiefere Bodenschichten untersucht. Es konnte kein deutlicher Unterschied zwischen der ungedüngten und der mit Wirtschaftsdünger gedüngten Fläche festgestellt werden.

Die Untersuchung der Homogenität von **Grasproben** ergab, daß die Unterschiede bereits auf kleinem Raum sehr groß sind; daher stützten sich die Untersuchungen im Jahr 1989 vorwiegend auf Mischproben. Beim Vergleich der Grasproben von der ungedüngten und der gedüngten Wiese wurden deutliche

Unterschiede festgestellt. Wie Tab. 1 exemplarisch zeigt, traten die höchsten Aktivitätskonzentrationen (Cäsium–137) auf alten, wenig gedüngten Naturwiesen, die niedrigsten auf seit 1986 neu angelegten und insbesonders auf stark gedüngten Wiesen auf.

Tab. 1: Cs–137–Belastung auf Wiesen im Bereich des Weinsberger Waldes / NÖ (1989)

Wiese	Boden (nCi/m^2)	Gras (nCi/kg TS) 1. Schnitt	2. Schnitt
wenig	1320	46,9	58,5
gedüngt	1290	38,8	33,8
gedüngt	1280	7,4	12,3
Neu	1070	0,4	
angelegte	1150	3,1	
Wiesen		0,2	

Offensichtlich wurde auf den intensiv gedüngten Wiesen ein Großteil der durch den Tschernobyl–Fallout direkt kontaminierten Pflanzen bereits durch neue ersetzt. Es überwiegt daher deutlich der Transfer der Radionuklide vom Boden in die Pflanze. Weiters tritt bei stark gedüngten Wiesen aufgrund des rascheren Wachstums ein meßbarer "Verdünnungseffekt" der Pflanzen auf.

Bei Wiesen, die nach dem Tschernobyl–Fallout neu angelegt wurden ist nur der Transfer vom Boden in die Pflanzen ausschlaggebend, da diese keiner direkten Kontamination ausgesetzt waren.

Kaum oder gar nicht gedüngte Mähwiesen weisen eine wesentlich höhere Belastung auf. Hier steht offensichtlich noch die Translokation, d.h. die Verlagerung innerhalb der Pflanze von den Wurzeln ins Blatt im Vordergrund.

Bei der Überprüfung der **Milch** zeigte sich, wie bereits aus anderen Untersuchungen bekannt, daß sich ihre Belastung mit einer gewissen Verzögerungszeit mit der Belastung des Futters ändert.

Die Ergebnisse lassen vermuten, daß sich Aktivitätsänderungen im Futter mit einer Verzögerungszeit von höchstens einer Woche und in weiterer Folge nach etwa 10 Wochen in der Milch auswirken.

Weiters zeigte sich, daß die radioaktive Belastung der Milch mit der Höhe der Aktivität der Futtermittel nicht im selben Verhältnis anstieg, sondern geringer blieb.

Da das Gebiet des Weinsberger Waldes vom Fallout besonders stark betroffen war, liegen auch die Meßwerte der Milch mit durchschnittlich 1,5 nCi/l (55,5 Bq/l, bei 56 Wochenmischproben) deutlich über den gesamtösterreichischen Durchschnittswerten, die im Jahre 1989 bei 0,1 nCi/l (3,7 Bq/l) lagen.

Die **Mistproben** zeigten über den Sommer hin eine abnehmende Belastung. Die Höhe ihrer Aktivität und ebenso die der Jauche läßt den Schluß zu, daß ihre Ausbringung auf die Wiesen keinen wesentlichen Beitrag zur Bodenkontamination leistet. Bei der Gülle ist aber – falls sie nicht stark verdünnt wird – eine direkte Kontamination der Pflanzen nicht auszuschließen.

4 *Bundesweite Umweltkontrolle und konzeptive Arbeiten*

4.1 Erstellung von Umweltkatastern und bundesweite Erhebungen

4.1.1 Flächenhafte Darstellung der Emissionen in Österreich – Emissionskataster

Die anorganischen Gase Schwefeldioxid (SO_2), Stickstoffoxide (NO_x als NO_2), Kohlenmonoxid (CO), flüchtige organische Verbindungen (VOC: Volatile Organic Compounds, oft auch als "Kohlenwasserstoffe" bezeichnet) und Staub sind aufgrund ihrer mengenmäßigen und überregionalen Bedeutung diejenigen Komponenten der Luftverunreinigung, deren Emissionen regelmäßig ermittelt werden. Ein wesentlicher Bestandteil der Umweltkontrolle, um effiziente und rasch wirksame Maßnahmen zur Verringerung der Luftverunreinigung ergreifen zu können, ist eine möglichst genaue Abschätzung der Mengen und verursachenden Quellen dieser Emissionen.

In sogenannten *Gesamtemissionsbilanzen* werden die in einem bestimmten Land pro Jahr emittierten Mengen der verschiedenen Schadstoffe angegeben. Diese Emissionsbilanzen werden unter anderem aus dem jährlichen Gesamtverbrauch der verschiedenen Brennstoffe mit ihren jeweiligen Emissionsfaktoren berechnet und lassen sich relativ rasch nach Vorliegen einer Gesamtenergieverbrauchsbilanz des entsprechenden Jahres durchführen.

Wesentlich aufwendiger und nicht kurzfristig durchführbar ist die Erstellung von sogenannten *Emissionskatastern*. Bei dieser regionalisierten Form der Berechnung werden die Mengen der jährlich emittierten Luftschadstoffe getrennt nach Verursachergruppen pro Verwaltungseinheit (z.B. Bezirk oder Gemeinde) oder pro Rasterflächeneinheit dargestellt. Emissionskataster bieten eine wertvolle Hilfe für umweltpolitische Entscheidungen. So lassen sich z.B. stark belastete Gebiete und die Ursachen der Belastung ebenso erkennen wie praktisch durchführbare Maßnahmen, diese Luftverschmutzung zu verringern. Auch erlassene oder geplante Gesetze und Verordnungen zur Luftreinhaltung lassen sich in ihrer regionalen Auswirkung bis zu einem gewissen Grad darstellen. Für nationale und regionale Luftreinhaltepläne sollten Emissionskataster ein wesentlicher Bestandteil der Entscheidungsgrundlage sein.

Obwohl seit rund 15 Jahren Emissionskataster für verschiedene österreichische Regionen, die von kleinräumigen Problemgebieten bis zu Bundesländern reichen, erstellt wurden, existiert bis jetzt noch kein einheitlicher Kataster für das ganze Bundesgebiet.

Das Umweltbundesamt erstellt daher derzeit einen Emissionskataster für ganz Österreich, bei dem die politischen Bezirke als Flächeneinheit gewählt wurden. Für die Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen SO_2, NO_x, VOC, CO und Staub wird ein aktualisierbares, auf Bezirke regionalisiertes Emissionsverzeichnis erarbeitet, in dem die Verursachergruppen Hausbrand, Industrie & Gewerbe, kalorische Stromerzeugung und Verkehr

getrennt erfaßt werden. Ausgehend von den jeweils verfügbaren Daten über Energieverbrauch und Emissionen von Schadstoffen (Emissionserklärungen) sowie Verkehrszählungen für die Abschätzung der Kfz–Emissionen werden die Darstellungen (kartographisch oder in Tabellen) aus Modellrechnungen entwickelt. Die durch Aggregation der pro Bezirk emittierten Schadstoffmengen erhaltenen Gesamtemissionen für Österreich werden unter anderem anhand der für den Energiebericht 1990 der Bundesregierung erarbeiteten Emissionsfaktoren und der vom Österreichischen Statistischen Zentralamt (ÖSTAT) erstellten Energiebilanz für Österreich methodisch überprüft und abgestimmt. Überdies wird in diesem Emissionskataster eine regionalisierte Darstellung diffuser Emissionen wie z.B. Lösungsmittelemissionen, sowie der Emissionen aus der Strohverbrennung am offenen Feld versucht.

Die *Farbabbildung nach S. 298* zeigt als Beispiel in kartographischer Form die nach Bezirken gegliederte Berechnung der von Industrie & Gewerbe bzw. vom Hausbrand verursachten Emissionen von Schwefeldioxid (SO_2). Für diese Verursachergruppen sind die Berechnungen der Mengen für das Jahr 1987/88 bereits abgeschlossen.

Im folgenden werden die Berechnungsmethoden und Datengrundlagen für diese zwei Verursachergruppen überblicksmäßig erläutert. Für eine detailliertere Beschreibung der Emissionsberechnungsmethoden auch der anderen Sektoren wird auf den demnächst als Publikation in der Reihe "Monographien" des Umweltbundesamtes erscheinenden österreichischen Emissionskataster verwiesen.

Emissionen des Hausbrandes:

Unter den Emissionen des Hausbrandes werden jene in die Luft emittierten Schadstoffe verstanden, die im Bereich der Haushaltung durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe entstehen. Emissionen aus Lösungsmitteln (Verdünnungs–, Reinigungs–, Pflegemittel u.ä.) werden hier nicht erfaßt.

Die Berechnung der Emissionen erfolgte mit Hilfe einer Wärmebedarfsberechnung. Ausgehend von statistischen Daten über die Wohnungsstruktur eines politischen Bezirkes (Mikrozensuserhebung) erfolgte eine Berechnung des Brennstoffeinsatzes. Es wurde jene Brennstoffmenge errechnet, die benötigt wird, um eine Raumtemperatur von 20 °C bei Außentemperaturen unter 12 °C zu erhalten. In diese Berechnung gingen Daten über das Alter des Hausbestandes sowie klimatologische Daten (Heizgradtagzahlen) ein. Mit Hilfe der berechneten Brennstoffmengen in Verbindung mit den Daten der verwendeten Heizungs– und Brennstoffart sowie den im Energiebericht 1990 der österreichischen Bundesregierung angegebenen Emissionsfaktoren wurden die gesuchten Schad–stoffmengen berechnet. Die auf diese Weise ermittelten Brennstoffverbrauchszahlen wurden mit offiziellen Energiestatistiken verglichen und fallweise an diese angepaßt.

Die indirekte Berechnungsmethode des Brennstoffverbrauches war notwendig, da eine statistische Vollerhebung bei den Haushalten im Zuge der Volkszählung nur alle 10 Jahre stattfindet und die nächste im Jahr 1991 erfolgt.

Industrie & Gewerbe:

Zur Erfassung der Emissionen aus Industrie und Gewerbe wurden zwei einander

ergänzende Verfahren angewandt. Zu diesem Zweck wurden die Emissionsverursacher in die Klasse der "Großemittenten" und in die Klasse der "sonstigen Emittenten" eingeteilt:

Großemittenten wurden – soweit verfügbar – mit Hilfe von Emissionserklärungen einzeln erfaßt, wobei sowohl Emissionen durch die Verfeuerung fossiler Brennstoffe als auch prozeßbedingte Emissionen berücksichtigt wurden.

Die übrigen Anlagen und Betriebe wurden nach Betriebsklassen entsprechend dem zweistelligen Code der Betriebsstatistik des Österreichischen Statistischen Zentralamtes eingeteilt. Innerhalb dieser Klassen wurden mit Hilfe der monatlichen Brennstoffverbrauchsmeldungen der einzelnen Betriebe an das Statistische Zentralamt und den im Energiebericht der österreichischen Bundesregierung 1990 angegebenen Emissionsfaktoren die Emissionsmengen der verschiedenen Schadstoffklassen berechnet.

Der Berechnungsvorgang wurde mit den Original–Datenbeständen unter Einhaltung der datenschutzrechtlichen Vorgaben auf der Rechenanlage des Österreichischen Statistischen Zentralamtes durchgeführt. Die aus diesen Daten errechneten Emissionszahlen stehen dem Umweltbundesamt für die Erstellung des Emissionskatasters wieder zur Verfügung. Emissionen aus industriellen Prozessen, die nicht durch Verbrennungsvorgänge bedingt sind und mit diesem Modell daher nicht erfaßt werden, wurden mit aus der Fachliteratur entnommenen und auf österreichische Verhältnisse abgestimmten produktspezifischen Prozeßemissionsfaktoren abgeschätzt.

Die pro Bezirk emittierten Emissionsmengen werden in der kartographischen Darstellung *(siehe Farbabbildung nach S. 298)* als Emissionsdichte in Kilogramm Schwefeldioxid (SO_2) pro km^2 und Jahr dargestellt. Für die zwei gezeigten Verursachergruppen Industrie & Gewerbe und Hausbrand wurde dieselbe Flächendichte–Farbskala gewählt, um einen direkten Vergleich zu ermöglichen.

In Tab. 1 sind für den Verursachungsbereich Industrie & Gewerbe jeweils die 10 politischen Bezirke mit der höchsten bzw. niedrigsten SO_2–Emissionsmenge pro km^2 angeführt:

Tab. 1: Verursachungsbereich Industrie & Gewerbe – Politische Bezirke mit den höchsten bzw. niedrigsten jährlichen SO_2–Emissionsmengen pro km^2

Politischer Bezirk	*Bezirks–nummer*	*kg SO_2 pro km^2 u. Jahr*
Linz (Stadt)	*401*	*84.170*
Wien	*900*	*22.250*
Salzburg (Stadt)	*501*	*14.000*
Steyr (Stadt)	*402*	*12.270*
Graz	*601*	*10.280*
Wien Umgebung	*324*	*10.050*
Innsbruck (Stadt)	*701*	*8.880*
Wels (Stadt)	*403*	*6.860*
Linz Land	*410*	*5.240*
Villach (Stadt)	*202*	*4.870*
Krems Land	*313*	*150*
Mistelbach	*316*	*130*
Neusiedl a. See	*107*	*130*
Güssing	*104*	*120*
Horn	*311*	*120*
Lienz	*707*	*100*
Hermagor	*203*	*90*
Hollabrunn	*310*	*90*
Mürzzuschlag	*613*	*80*
Zwettl	*325*	*60*

Quelle: Emissionskataster des Umwelt–bundesamtes (Bezugsjahr 1987/88)

4.1.2 Österreichischer Altlastenatlas

Mit dem Inkrafttreten des Altlastensanierungsgesetzes am 1. Juli 1989 wurde das Umweltbundesamt zur Erstellung und Führung eines Altlastenatlas verpflichtet. Der Atlas stellt ein Verzeichnis sämtlicher gemäß Altlastensanierungsgesetz ausgewiesenen Altlasten dar (siehe auch 1.7.3 Altablagerungen, Altstandorte und Altlasten).

Gemäß § 2 Abs. 1 ALSAG werden als Altlasten Altablagerungen, Altstandorte sowie durch diese kontaminierte Böden und Grundwasserkörper bezeichnet, von denen – nach den Ergebnissen einer Gefährdungsabschätzung – Gefahren für die Gesundheit des Menschen oder die Umwelt ausgehen.

Aufgrund der kontinuierlichen Ausweisung von Altlasten wird der Atlas vom Umweltbundesamt laufend aktualisiert. Der Altlastenatlas liegt im Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie und bei den Ämtern der Landesregierungen zur öffentlichen Einsicht auf.

Die Ausweisung des Gefährdungsgrades und den sich daraus ergebenden Umfang sowie die Dringlichkeit der Finanzierung der erforderlichen Sicherungs– und Sanierungsmaßnahmen erfolgt durch die Zuordnung der Altlast in einer dreistufigen Prioritätenklassifizierung. Diese Einstufung erfolgt insbesondere nach den Kriterien

- Ausmaß der Verunreinigungen,
- Nutzung gefährdeter Objekte – Nutzungsbeschränkungen,
- Möglichkeiten der Schadstoff–ausbreitung,
- Eigenschaften der abgelagerten Abfälle, und
- vorhandene Schutzvorrichtungen.

Die Prioritätenklassifizierung ist ebenfalls im Altlastenatlas ersichtlich, der ein Teil des Umweltinformationssystems des Umweltbundesamtes ist. Die Daten werden digital in Form einer Volltextdatenbank und eines geographischen Informationssystems gespeichert.

Die Volltextdatenbank bietet sowohl die Möglichkeit des raschen Auffindens von beliebigen Textstellen (z.B. Namen, Bewilligungsnummern etc.) im Volltext, als auch der eingeschränkten Suchmöglichkeit nach vordefinierten Parametern (z.B. Gemeindename, Parzellennummer, Ablagerungsgut etc.).

In der graphischen Datenbank erfolgt eine Lokalisierung der Altlast durch Koordinatenangaben.

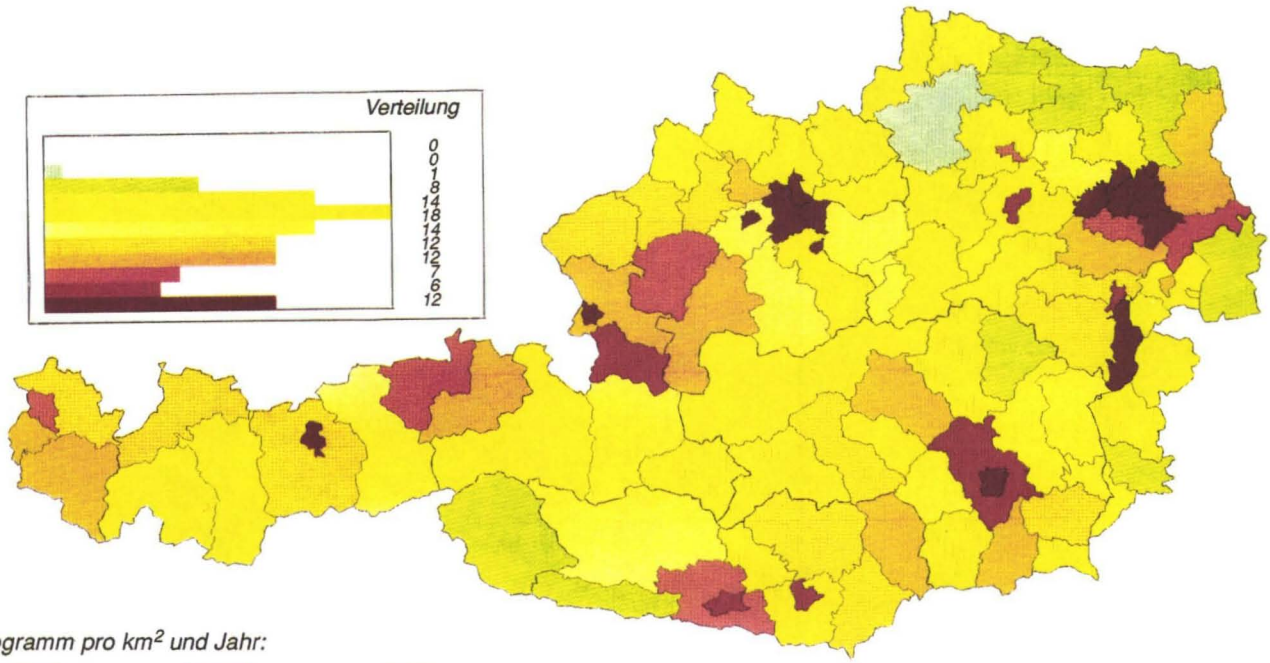
Sämtliche über den Inhalt des Altlastenatlas hinausgehende, dem Umweltbundesamt bekannte Informationen sind in denselben Datenbankstrukturen gespeichert, sodaß ein uneingeschränkter Zugriff auf das gesamte Datenmaterial jederzeit möglich ist.

Zu jeder Altlast werden folgende Informationen ausgewiesen:

- o Altlastennummer: Fortlaufende Numerierung im Blattschnitt der Österreichischen Luftbildkarte 1 : 10.000;
- o Räumliche Festlegung: Bundesland, Bezirk, Gemeinde, Katastralgemeinde, Parzellennummer(n);
- o Bezeichnung: z.B. "Fischer–Deponie";
- o Lokalisierung: Koordinaten im Gauß–Krüger–System;
- o Art der Altlast: Angabe, ob es sich um eine Ablagerung, einen Altstandort, eine kontaminierte Fläche oder um ein Zwischenlager handelt;

INDUSTRIE & GEWERBE: SO_2 – EMISSIONEN 1987

*Verbrennungs– und Prozeßemissionen** *Grenzen: Politische Bezirke*



Kilogramm pro km² und Jahr:

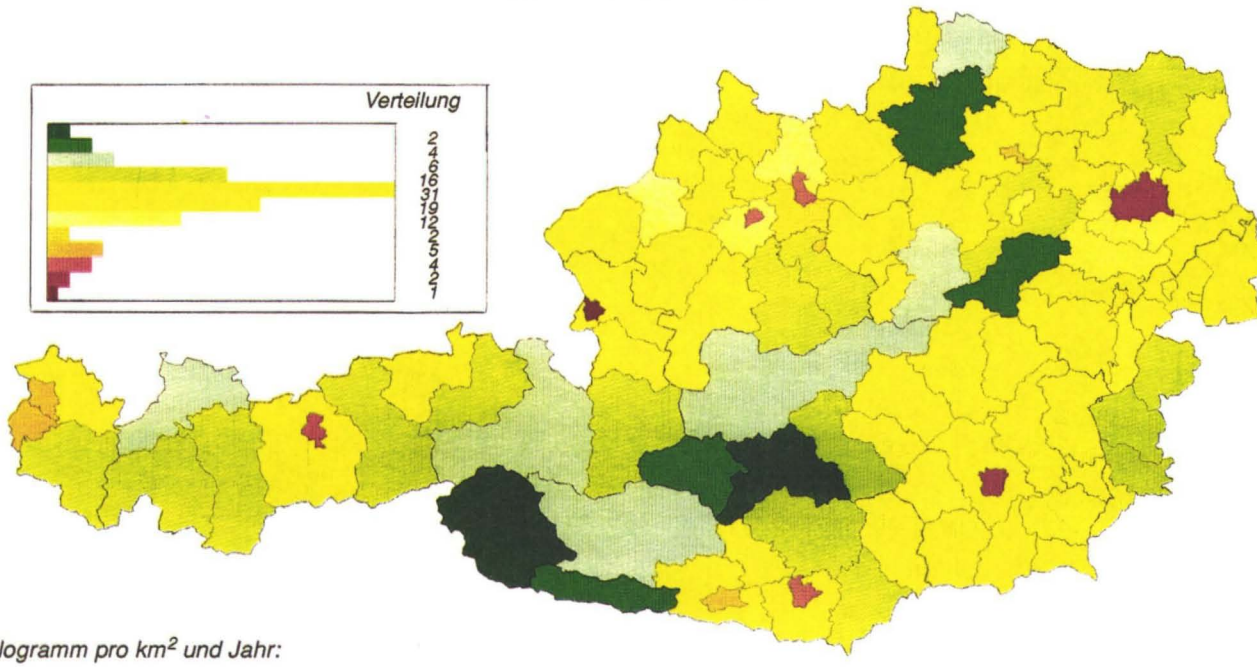
0 – 30	80 – 140	390 – 650	1800 – 3000
30 – 50	140 – 230	650 – 1080	3000 – 5000
50 – 80	230 – 390	1080 – 1800	> 5000

Datenquelle: Umweltbundesamt, ÖSTAT u. Energiebericht 1990 der Österr. Bundesregierung
Berechnung: Umweltbundesamt **Prozeßemissionen: Datenbasis 1988*

Umweltbundesamt

HAUSBRAND: SO_2 – EMISSIONEN 1987

Grenzen: Politische Bezirke



Kilogramm pro km² und Jahr:

0 – 30	80 – 140	390 – 650	1800 – 3000
30 – 50	140 – 230	650 – 1080	3000 – 5000
50 – 80	230 – 390	1080 – 1800	> 5000

Datenquelle: ÖSTAT u. Energiebericht 1990 der Österr. Bundesregierung
Berechnung: Umweltbundesamt

Umweltbundesamt

- o Prioritätenklasse: Einstufung nach dem Gefährdungsgrad in drei Klassen, bzw. Angabe, wenn noch keine Zuweisung erfolgen konnte, oder eine Sicherungs– bzw. Sanierungsmaßnahme bereits erfolgt ist;
- o Datum des Eintrages in den Altlastenatlas;
- o Kurzbeschreibung: Lagebeschreibung und Problemdarlegung;
- o Gefährdungsabschätzung: Ergebnis und Begründung des Ergebnisses der Gefährdungsabschätzung;
- o Graphische Lokalisierung der Altlast: Planliche Übersichtsdarstellung der Lage der Altlast.

Bis 16. Mai 1991 wurden 46 Verdachtsflächen als Altlasten ausgewiesen (s. 1.7.3).

4.1.3 Erstellung eines österreichweiten digitalen Schutzgebietskatasters

Das Umweltbundesamt arbeitet zur Zeit an der Erstellung eines österreichweiten Schutzgebietskatasters. Im Rahmen des EDV–gestützten geographischen Informationssystems wird sowohl eine Textdatenbank als auch eine graphische Darstellung der Schutzgebiete erstellt.

Die in den Kataster aufgenommenen Gebiete gliedern sich in zwei Gruppen: Verordnungen aufgrund des Wasserrechtes und Verordnungen, die auf einem der neun Landes–Naturschutzgesetze beziehungsweise Landschaftsschutzgesetze basieren.

Verordnungen oder Bescheide aufgrund des Wasserrechts können von Bund, Land oder Bezirkshauptmannschaft erlassen werden. Im Schutzgebietskataster des Umweltbundesamtes werden lediglich Festlegungen des Bundes oder der Länder aufgenommen, da sich die Bescheide der Bezirksbehörden im allgemeinen auf sehr kleinräumige Gebiete (Einzelbrunnen etc.) beziehen.

Mit Datum vom 1. November 1990 sind 134 Schutzgebiete aufgrund des Wasserrechtes in der Datenbank erfaßt.

Da der Naturschutz in die Gesetzgebungskompetenz der Bundesländer fällt, gibt es in Österreich neun unterschiedliche Naturschutzgesetze. Entsprechend unterschiedlich sind nicht nur die Schutzgebietstypen, sondern auch deren inhaltliche Bedeutung. Die Schutzauflagen variieren zusätzlich innerhalb jedes Bundeslandes, da die erlaubten und verbotenen Eingriffe für jedes Gebiet in der jeweiligen Verordnung festgelegt werden.

Für eine EDV–gestützte Auswertung der Daten ist deren Standardisierung erforderlich. Aus den voran genannten Gründen wurde sie lediglich nach der Nomenklatur (dem Schutzstatus), jedoch nicht inhaltlich durchgeführt.

Das bedeutet, daß beispielsweise die Bezeichnung "Naturschutzgebiet" keine eindeutige Aussage darüber zuläßt, wie streng die Schutzauflagen in diesem Gebiet sind.

Die folgende Tab. 2 gibt daher vor allem einen quantitativen und kaum einen qualitativen Überblick über den Stand des Natur– und Landschaftsschutzes in Österreich. Von besonderer Bedeutung für den Naturschutz sind weiters auch die bereits eingerichteten und geplanten Nationalparks (s. 1.5.1).

	Landes–fläche km²	Größen–klassen ha	Naturschutzgebiete**				Landschaftsschutzgebiete				gesamt (inkl. sonstige***)			
			Anzahl	ges. Fläche ha	Ø Größe ha	% der Landesfl.	Anzahl	ges. Fläche ha	Ø Größe ha	% der Landesfl.	Anzahl	ges. Fläche ha	Ø Größe ha	% der Landesfl.
Burgen–land	3.965,5	< 10	11	50,1	4,6	0,01					11	50,1	4,6	0,01
		10 ≤ 100	13	528,7	40,7	0,13	3	203,4	67,8	0,05	16	732,1	45,8	0,18
		> 100	6	50.589,2	8.431,5	12,76	3	78.720,6	26.240,2	19,85	9	129.309,8	14.367,8	32,61
		Σ	30*	51.168,0	1.705,6	12,90	6	78.924,0	13.154	19,90	36*	130.092,0	3.613,7	32,80
Kärnten	9.533,1	< 10	6	35,3	5,9	0,00	3	21	7	0,00	9	56,3	6,3	0,01
		10 ≤ 100	14	788,5	56,3	0,08	25	1.034	41,4	0,11	39	1.822,5	46,7	0,19
		> 100	13	12.215,4	939,6	1,28	47	34.351	730,9	3,60	60	46.566,4	776,1	4,88
		Σ	33	13.039,2	395,1	1,36	75	35.406	472,1	3,71	108	48.445,2	448,6	5,08
Nieder–österr.	19.173,5	< 10	7	11,3	1,6	0,00					7	11,3	1,6	0,00
		10 ≤ 100	21	764	36,4	0,04					21	764	36,4	0,04
		> 100	13	4.588,4	353	0,24	29	429.732	14.818,3	22,41	42	434.320,4	10.341,0	22,65
		Σ	41*	5.363,7	130,8	0,28	29	429.732	14.818,3	22,41	70*	435.095,7	6.215,7	22,69
Ober–österr.	11.980,0	< 10	12	39,4	3,3	0,00					15	48,0	3,2	0,00
		10 ≤ 100	25	1.118,1	44,7	0,09	1	45	45	0,00	26	1.163,1	44,7	0,10
		> 100	13	7.821,4	601,6	0,65					13	7.821,4	601,6	0,65
		Σ	50	8.978,9	179,6	0,75	1	45	45	0,00	54	9.032,5	167,3	0,75
Salzburg	7.154,1	< 10					1	2	2	0,00	60	138,3	2,3	0,02
		10 ≤ 100	7	400	57,1	0,06	14	822	58,7	0,11	45	1.892,4	42,1	0,26
		> 100	13	31.971	2.459,3	4,47	44	125.194	2.845,3	17,50	60	163.340,8	2.722,3	22,83
		Σ	20	32.371	1.618,6	4,53	59	126.018	2.135,9	17,61	165	165.371,5	1.002,3	23,11
Steier–mark	16.386,9	< 10	46	149,6	3,3	0,01					49	157,8	3,2	0,01
		10 ≤ 100	17	489,5	28,8	0,03					17	489,5	28,8	0,03
		> 100	19	95.656	5.034,5	5,84	48	637.218,5	13.275,4	38,89	67	732.891,5	10.938,7	44,72
		Σ	82*	96.295,1	1.174,3	5,88	48	637.218,5	13.275,4	38,89	133*	733.538,8	5.515,3	44,76
Tirol	12.647,7	< 10	5	24,6	4,9	0,00					12	58,5	4,9	0,00
		10 ≤ 100	6	213,7	35,6	0,02					14	481,2	34,4	0,04
		> 100	9	152.319,3	16,924,4	12,04	13	51.087,7	3.929,8	4,04	29	293.754,3	10.129,5	23,23
		Σ	20	152.557,6	7.627,9	12,06	13	51.087,7	3.929,8	4,04	55*	294.294,0	5.350,8	23,27
Vorarl–berg	2.601,4	< 10	1	7	7	0,00	1	4,2	4,2	0,00	4	12,6	3,2	0,00
		10 ≤ 100	8	383,8	48	0,15					9	425,8	47,3	0,16
		> 100	6	11.625	1.937,5	4,47					22	38.304	1.741,1	14,72
		Σ	15	12.015,8	801,1	4,62	1	4,2	4,2	0,00	35	38.742,2	1.106,9	14,89
Wien	414,9	< 10												
		10 ≤ 100									2	107	53,5	0,26
		> 100	3	3.950	1.316,7	9,52	3	1.439	479,7	3,47	5	5.389	1.077,8	12,99
		Σ	3	3.950	1.316,7	9,52	3	1.439	479,7	3,47	7	5.496	785,1	13,25
Öster–reich	83.857,1	< 10	88	317,3	3,6	0,00	5	27,2	5,4	0,00	167	532,9	3,2	0,01
		10 ≤ 100	111	4.686,3	42,2	0,06	43	2.104,4	48,9	0,03	189	7.877,6	41,7	0,09
		> 100	95	370.735,7	3.902,5	4,42	187	1.357.742,8	7.260,7	16,19	311	1.851.697,6	5.954,0	22,08
		Σ	294*	375.739,3	1.278,0	4,48	235	1.359.874,4	5.786,7	16,22	667*	1.860.108,1	2.788,8	22,18

** = Gesamtzahl exkl. der flächenmäßig noch nicht erfaßten Gebiete (NSG: Bgld 3, NÖ 1, Stmk 11; sonstige: Bgld 3, Stmk 58, Tirol 4); ** = in Bgld. u. Wien inkl. "Teilnaturschutzgebiete" bzw. "Teilnatur– und Landschaftsschutzgebiete"; *** = geschützte Landschaftsteile (Bgld, OÖ, Sbg, Stmk, Vbg, Wien); Pflanzenschutzgebiete (Sbg, Vbg); Ruhegebiete (Tirol)*

Tab. 2: Naturschutzrechtlich geschützte Gebiete in Österreich, Stand 1.1.1991 *Quelle: Schutzgebietskataster des Umweltbundesamtes*

www.parlament.gv.at

4.1.4 Verkehrslärmkataster (Straße, Schiene, Luft)

Einen Teilbereich des Umweltinformationssystems des Umweltbundesamtes bilden die sogenannten Verkehrslärmkataster. Hier werden für die drei Verkehrslärmverursacher Kraftfahrzeugverkehr, Eisenbahnverkehr und Luftfahrt Kenndaten für die Lärmbelastung ermittelt, verwaltet und in auf Österreich bezogenen Übersichtskarten dargestellt.

Die Notwendigkeit einer systematischen Ermittlung von Kenndaten zur Lärmbelastung im Rahmen einer bundesweiten Umweltkontrolle wird u.a. durch Ergebnisse der Mikrozensuserhebung 1988 verdeutlich: 38 % der österreichischen Haushalte haben in dieser Befragung angegeben, einer zumindest geringfügigen Lärmbelastung ausgesetzt zu sein; in 82 % dieser Antworten wurde als Ursache Verkehrslärm angegeben.

Eisenbahnlärmkataster

Der Schienenverkehr gilt wegen seines im Vergleich zu anderen Verkehrsträgern geringen Flächen– und Energieverbrauchs, der geringen Luftverunreinigungen und der großen Verkehrssicherheit als umweltfreundliches Verkehrsmittel. Diese positive Gesamteinschätzung darf jedoch nicht zu der Annahme verleiten, daß die Bahn überhaupt keine Umweltkonflikte erzeugen würde. In der Nachbarschaft von Schienenwegen werden Spitzenschallpegel bis zu 110 dB (A–bewertet) gemessen, wobei äquivalente Dauerschallpegel von 60 bis 80 dB erreicht werden.

Da Österreich 6.457 km Eisenbahnlinien besitzt, die alle wichtigen Siedlungen und Verdichtungsräume verkehrsmäßig versorgen, ist ein nicht unbeträchtlicher Teil der Bevölkerung durch Schienenverkehrslärm betroffen.

Zur katastermäßigen Dokumentation der Situation in Österreich wurden folgende Grunddaten erhoben bzw. Methoden entwickelt:

- Streckennetz (Schienenverkehrsnetz) aus einer topographischen Grundlagendatenbank des Umweltinformationssystems;
- Bahnhöfe;
- Zugverkehrsdaten (Bestand 1989, NAT – Neuer Austro–Takt 91);
- Standardisierte Emissionswerte für die verschiedenen Zugskategorien;
- Rechenmodell zur Emissions– bzw. Immissionsberechnung.

Die Zugverkehrsdaten wurden in Kooperation mit der Österreichischen Bundesbahn erhoben und mit den bereits im Umweltinformationssystem vorhandenen geographischen Grundlagendaten verknüpft (s. 1.8.1, Eisenbahnlärm).

Das zur Verfügung stehende und bereits an der Rechenanlage des Umweltbundesamtes implementierte Berechnungsmodell wurde von einer Arbeitsgruppe des Österreichischen Arbeitsrings für Lärmbekämpfung als ÖAL–Richtlinie Nr. 30 erstellt. Es enthält das Rechenverfahren sowie die Emissionswerte einer Vielzahl von in Österreich verwendeten Eisenbahngarnituren und ermöglicht die Ermittlung der maßgebenden Schallemissionen des Eisenbahnverkehrs.

Als ein wesentliches Ergebnis der bisherigen Berechnungen kann festgehalten werden, daß die Fahrplanänderungen des "Neuen Austro–Takts 1991" für einen Großteil des dafür vorgesehenen österreichischen Hauptstreckennetzes keine merkbare Steigerung der Lärmbelastung erwarten lassen. Eine Ausnahme bildet die bisher relativ gering befahrene

Pyhrn–Schoberpaß–Route, auf der 1991 mit einer Pegelzunahme von bis zu 4 dB zu rechnen ist.

Für eine systematische Reduktion der Geräuschemissionen am Ort ihrer Entstehung kommen insbesondere in Frage:

- am *Fahrzeug* die Vermeidung von Radflachstellen und der Einsatz von Scheiben– statt Klotzbremsen;
- am *Oberbau* eine durchgehende, ebene Fahrbahn (Verschweißung von Schienenstößen, Abschleifung von Riffeln);
- der Ersatz von *Stahlbrücken* mit offener Fahrbahn durch "leisere Konstruktionen", z.B. Betonbrücken mit durchgehendem Schotterbett.

Straßenlärmkataster

Dieser Belastungskataster baut auf den im Umweltinformationssystem bereits vorhandenen digitalisierten Autobahn– und Bundesstraßenabschnitten auf. Diese Abschnitte wurden im Maßstab 1 : 500.000 (gemeinsam mit dem Bundesamt für Eich– und Vermessungswesen), die Transitrouten im Maßstab 1 : 50.000 digitalisiert; beide stehen als Grundlagen für die Berechnung von Emissionen und Immissionen zur Verfügung.

Die Durchführung des Projektes erfolgt gemeinsam mit der Berechnung der Abgasemissionen im Rahmen der Arbeiten zum Emissionskataster Straßenverkehr, wobei hier die gemeinsame Datenbasis hinsichtlich Straßenabschnittsparametern und Daten zum Verkehrsaufkommen genutzt wird.

Das zur Anwendung gelangende Emissionsmodell beruht auf der Dienstanweisung des Bundesministeriums für Bauten und Technik betreffend Lärmschutz an Straßen (Zl. 920.080/2–III/14–83 vom März 1983) und wurde an der Rechenanlage des UBA implementiert. Es ermöglicht die Ermittlung der Schallemission aufgrund bestehender Verkehrsdaten sowie die Prognostizierung zur Ermittlung von Grundlagendaten für die Flächenwidmungs– und Bebauungsplanung.

Zur Kalibrierung des Rechenmodells wurden etwa 50 Messungen an Bundesstraßen im gesamten Bundesgebiet durchgeführt. Diese Messungen zeigten eine sehr gute Übereinstimmung mit den berechneten Szenarien.

Da das System zur Abgas– und Lärmemissionsberechnung des Straßenverkehrs insbesondere auf die Durchrechnung von Szenarien (z.B. verschiedener Fahrzeugpark, verschiedene Geschwindigkeiten etc.) ausgelegt ist, können hier Simulationen durchgeführt werden.

Fluglärmkataster

Der Fluglärmkataster dient der Erfassung der Fluglärmbelastung und ist ein Instrument zur Planung von optimalen An– und Abflugrouten aus Sicht des Lärmschutzes. Als Grundlagen wurden in der graphischen Datenbank erfaßt:

- Flughäfen inklusive derzeit vorliegender Fluglärmzonen;
- Flugfelder;
- Luftverkehrskontrollzonen;
- Funknavigationseinrichtungen;
- Luftstraßen;
- An– und Abflugrouten der Flughäfen;
- Datenzeitreihe über die Flugbewegungen.

Dazu wurden die Unterlagen des "Luftfahrthandbuchs Österreich" des Bundesamtes für Zivilluftfahrt (BAZ), Daten des österreichischen Statistischen Zentralamtes sowie vorliegende Ergebnisse

von Untersuchungen, Gutachten und Berechnungen zum Thema verwendet.

Abb. 1 und 2 dienen als Beispiele der graphischen Darstellung dieser Daten.

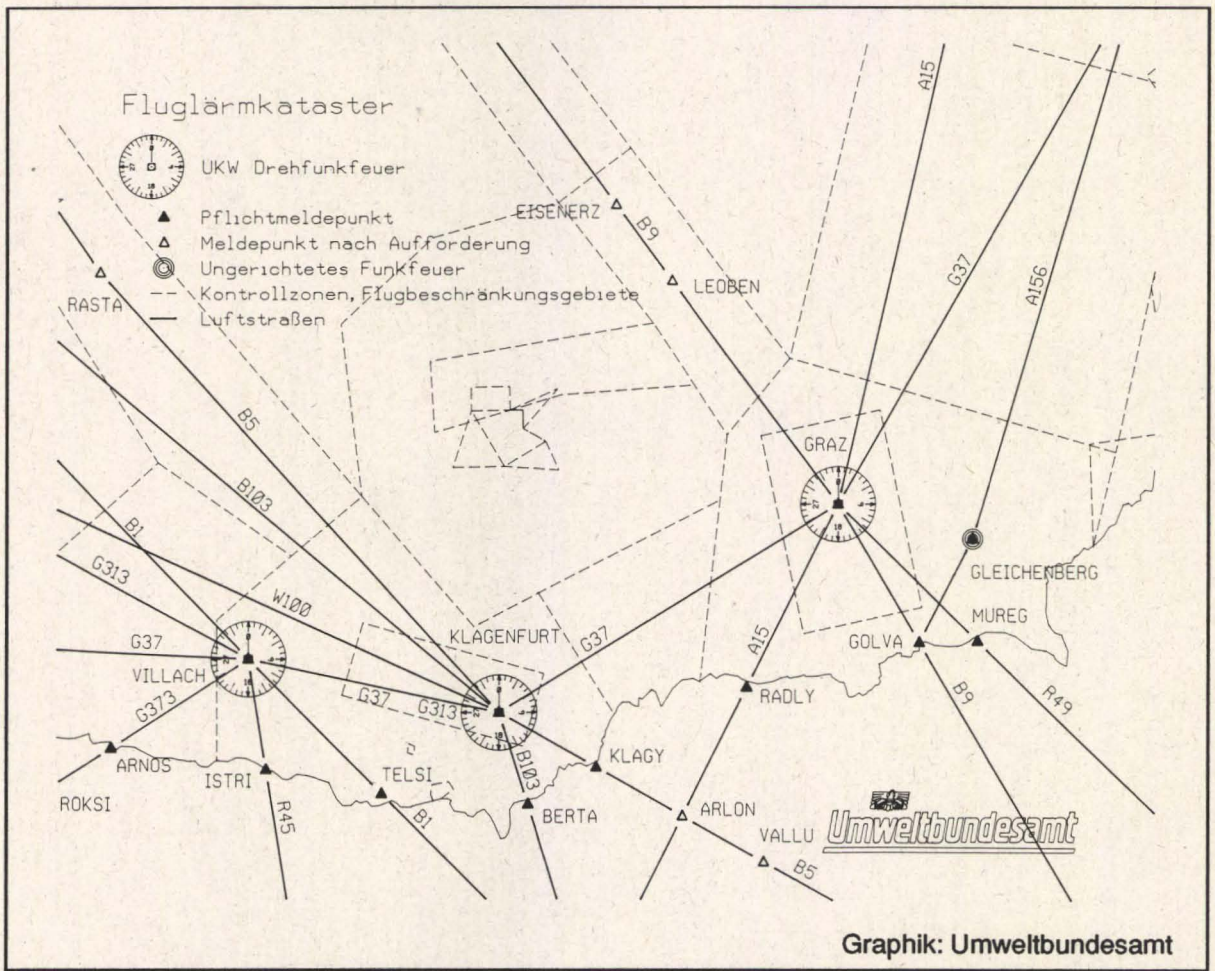


Abb. 1: Ausschnitt aus der graphischen Gesamtdarstellung des Fluglärmkatasters mit den Elementen Luftstraßen, Funknavigationseinrichtungen und Kontrollzonen

Nachstehende Gutachten des TGM zu Fluglärmzonen wurden dem Fluglärmkataster bisher zur Verfügung gestellt:

Tab. 3: Fluglärmzonen nach Berechnungen des TGM

Flughafen	*Gutachten*	*Auftraggeber*
Graz	*1985*	*FlHBetrGes*
	1989 in Bearb.	*FlHBetrGes*
Innsbruck	*1989*	*FlHBetrGes*
Klagenfurt	*in Bearbeitung*	*FlHBetrGes*
Linz	*in Bearbeitung*	*FlHBetrGes*
Salzburg	*1987/88*	*Amt d LdReg*
Schwechat	*19801989*	*FlHBetrGes*

Der Fluglärmkataster kann u.a. als Hilfsmittel für die Ausweisung von Lärmschutzbereichen an Verkehrsflughäfen eingesetzt werden. So konnte beispielsweise durch Verschneiden der geltenden Flächenwidmung im Bereich des Flughafens Innsbruck mit den Fluglärmzonen ermittelt werden, welche Widmungskategorien in welchem Ausmaß von Fluglärm betroffen sind. Da diese Verschneidung sowohl für den Bestand als auch für jeglichen Planfall durchgeführt werden kann, ermöglicht sie eine rechnerische Abschätzung der Auswirkung geplanter und in Diskussion befindlicher Maßnahmen.

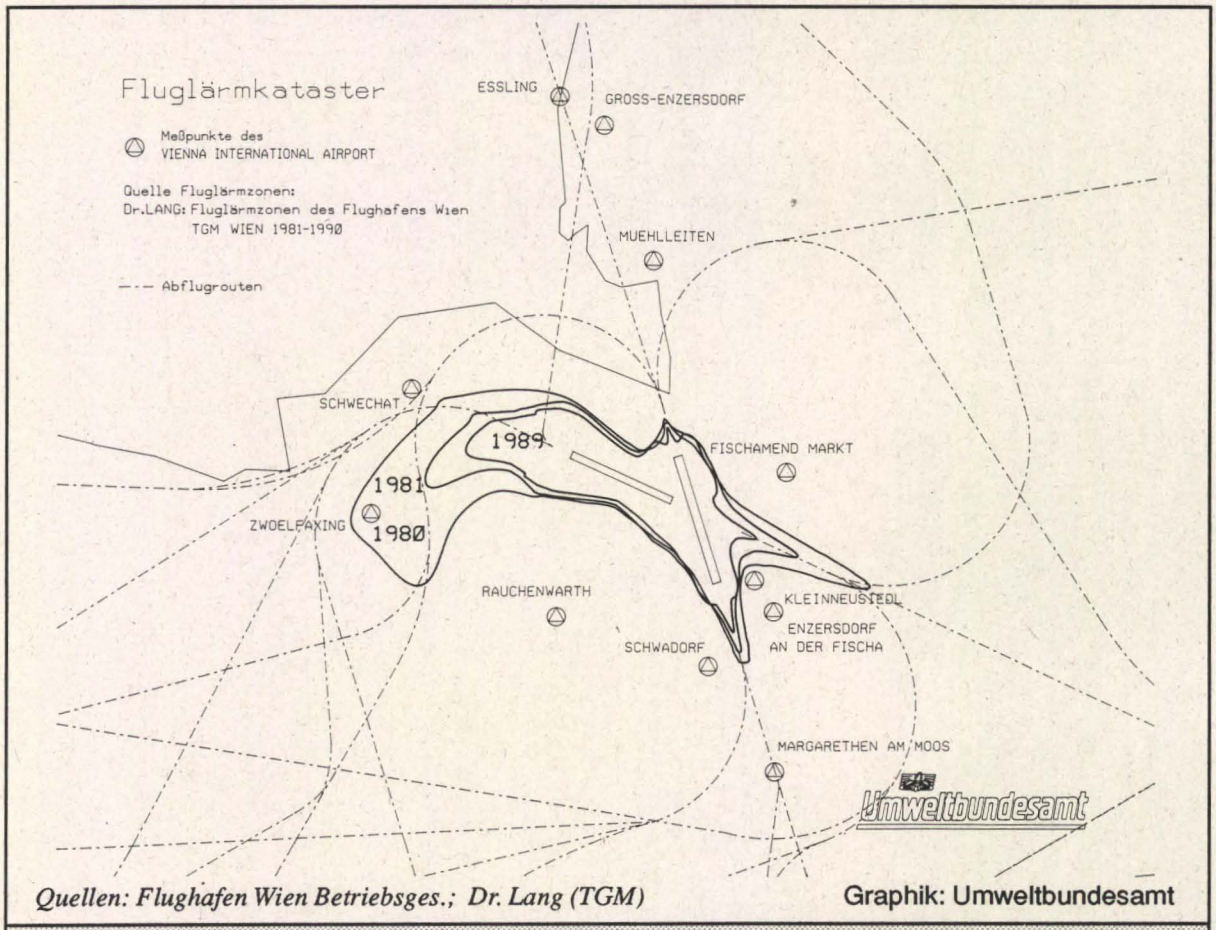


Abb. 2: Flughafen Wien – Schwechat mit den gerechneten Fluglärmzonen Leq = 66 dB (A–bewertet), q = 4, als Zeitreihe über die Jahre 1980, 1981 und 1989, mit Meßpunkten des Vienna International Airport und Landesgrenzen

Die Daten und Berechnungen des Fluglärmkatasters können als Planungsgrundlage für Maßnahmen zur Fluglärmverringerung herangezogen werden wie z.B.

- zeitliche Einschränkungen des Flugverkehrs (insbesondere beschränkte oder generelle Nachtflugverbote),
- Wahl der An– und Abflugwege,
- spezielle Anflugverfahren,
- Flugverbote für nicht lärmzertifizierte Flugzeuge,
- Ersatz von lauten, nach den Bestimmungen der internationalen Zivilluftfahrtbehörde ICAO, im Anhang 16, Kapitel 2, zertifizierten Maschinen durch solche, welche bereits den strengeren Emissionsgrenzwerten nach Kapitel 3 entsprechen.

In Österreich wird auf den meisten Flughäfen ab Mitte der 90er–Jahre ein Betriebsverbot für die Flugzeuge nach Kapitel 2 gelten.

In Ergänzung zur Darstellung der zeitlichen Entwicklungen der Fluglärmzonen Wien–Schwechat (Abb. 2) ist in Abb. 3 die Entwicklung des Flugverkehrsaufkommens und der Anzahl der beförderten Passagiere dargestellt. Wegen des verstärkten Einsatzes von "lärmarmen" Flugzeugen hat sich die Fluglärmbelastung trotz einer deutlichen Zunahme der Flugbewegungen verringert.

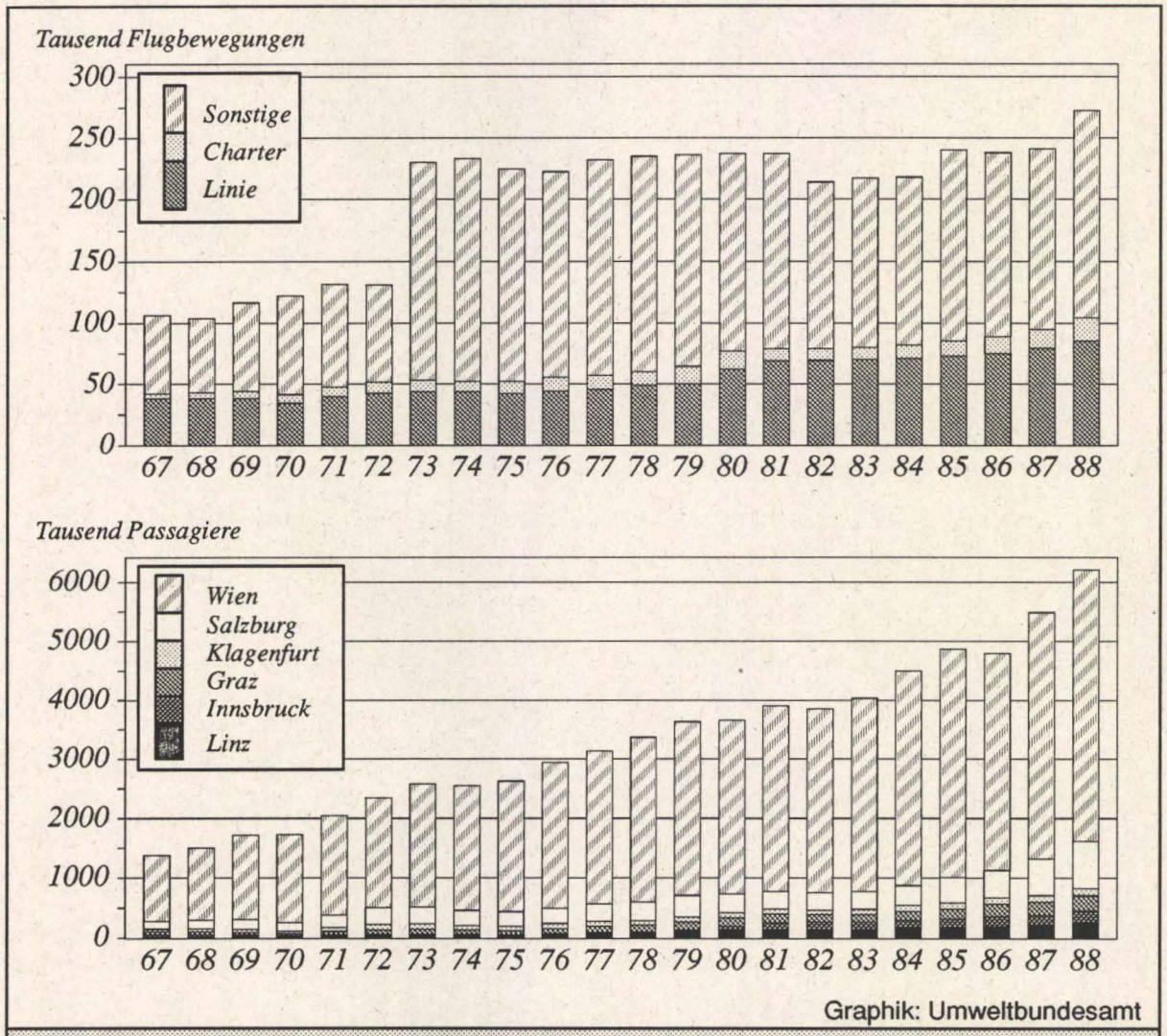


Abb. 3: Flugbewegungen und Passagieraufkommen der österreichischen internationalen Flughäfen 1967 – 1988

4.1.5 Dokumentation karsthydrologischer Untersuchungen in Österreich

Die Karstbereiche Österreichs tragen zu etwa 50 % zur Trinkwasserversorgung der österreichischen Bevölkerung bei. Durch die meist dünne Bodendecke bzw. ihr völliges Fehlen in Karstbereichen ist hier praktisch keine Filterwirkung des Bodens bei Verunreinigungen gegeben. Verbunden mit oft nur kurzen Verweilzeiten der Wässer vor ihrem Wiederaustritt in Quellen ergibt sich eine besondere Empfindlichkeit dieser Karstquellwässer im Hinblick auf Einträge von Schadstoffen, und es kann bei Schadensfällen sehr rasch zu Beeinträchtigungen des Trinkwassers kommen.

Die intensive Nutzung der Karstquellwässer für Trinkwasserzwecke, sowie die in diesem Zusammenhang auftretenden Qualitätsprobleme machten und machen es in Österreich besonders heute bei verstärkter Ressourcenknappheit erforderlich, die hydrologischen wie auch hydrogeologischen Verhältnisse in Karstbereichen eingehend zu untersuchen.

Blatt 76 Umweltbundesamt / Abt. f. Wasserhaushalt von Karstgebieten

Dokumentation karsthydrologischer Untersuchungen in Österreich

Untersuchungsgebiet: ***Dachstein*** | *Oberösterreich – Steiermark*

Autor(en): *BAUER, F. (1989)*

Titel: ***Die unterirdischen Abflußverhältnisse im Dachsteingebiet und ihre Bedeutung für den Karstwasserschutz***

Report des Umweltbundesamtes, UBA–89–028, Wien 1989

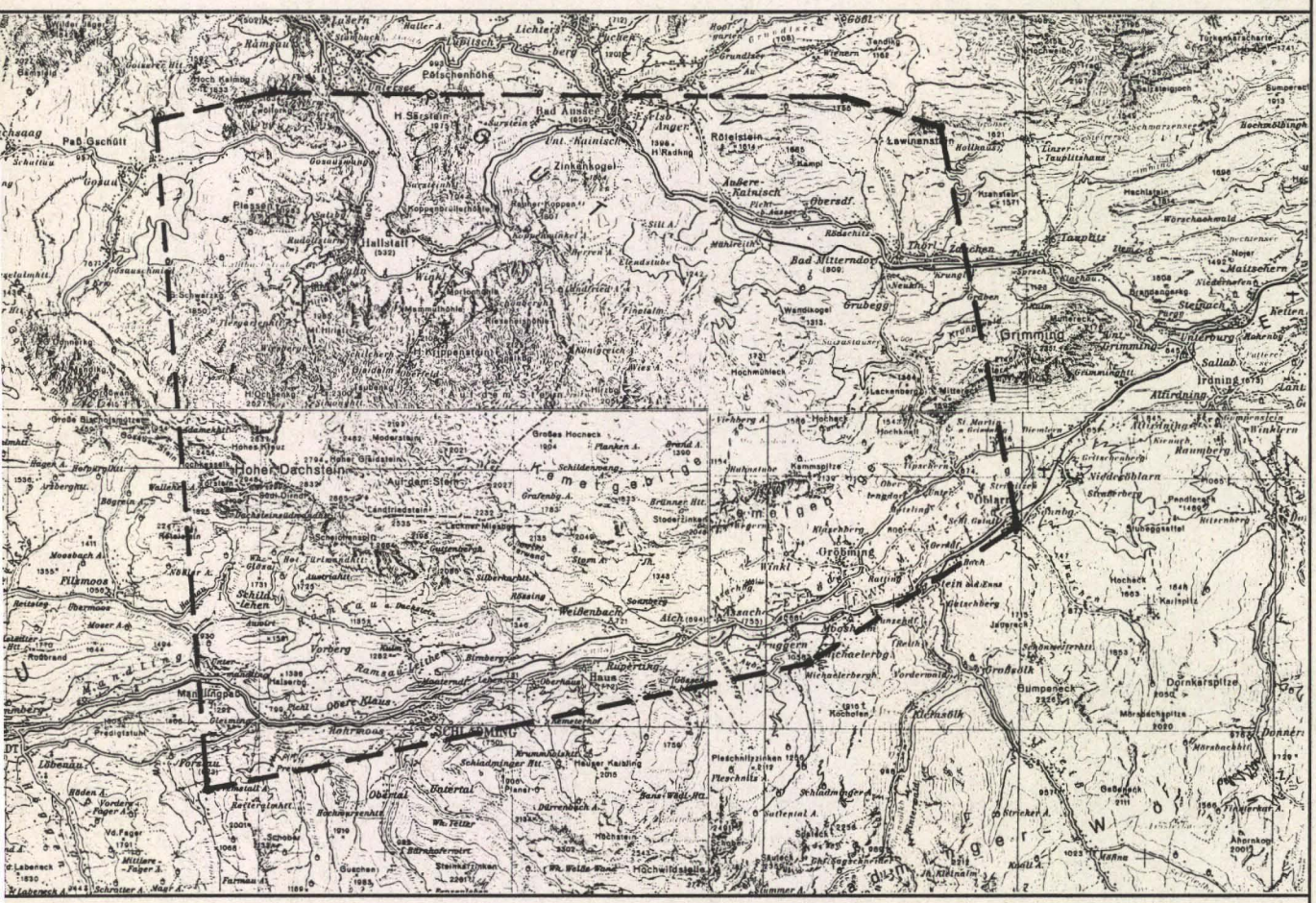
Kurzbeschreibung:

* *Hydrogeologische Untersuchungen*
* *Quellaufnahme*
* *Quellschüttung*
* *Markierungsversuche: Uranin, Natriumnaphtionat, BR 540, Amidorhodamin G extra*

Untersuchungszeitraum: *1984 – 1986*

Beilagen:

Übersichtskarten "Markierungsversuche"



Kartenmaßstab 0 10 20 30 40 50 km

Die derzeit in Endbearbeitung befindliche "Dokumentation karsthydrologischer Untersuchungen in Österreich" erfüllt den Auftrag lt. § 4(2)3 Umweltkontrollgesetz 1985 an die "Abteilung für Wasserhaushalt von Karstgebieten" des Umweltbundesamtes. Sie bildet eine erste Bestandsaufnahme aller greifbaren publizierten, wie auch unpublizierten Arbeiten zu diesem Thema seit den 50er–Jahren, und stellt sie anhand standardisierter Kurzbeschreibungen und Lageskizzen vor (Beispiel s. Abb. 4).

Durch diese übersichtliche Dokumentation soll dem mit Karstfragen befaßten Personenkreis in Österreich ein Überblick über die ansonsten oft nur schwer greifbaren abgeschlossenen, bzw. in Arbeit befindlichen Untersuchungen gegeben, sowie auch die Durchführung von "Doppelarbeiten" vermieden werden.

4.1.6 Alternativenergien in Österreich

Eine der Hauptursachen für die drohende globale Erwärmung unseres Klimas ist die Verfeuerung von fossilen Brenn– und Treibstoffen. Dabei entsteht u.a. Kohlendioxid (CO_2), das bei weitem klimawirksamste Gas, das zu rund 50 % für die zu erwartende Erwärmung verantwortlich ist. Weltweit werden jährlich ca. 20 Milliarden Tonnen CO_2 freigesetzt.

In Österreich wurden durch die Verbrennung fossiler Energieträger im Jahr 1987 rd. 56,5 Millionen Tonnen CO_2 emittiert. Zwei Energieprognosen für das Jahr 2000 und 2005 sprechen von einer Erhöhung des CO_2–Austosses auf 58 bzw. 76,3 Millionen Tonnen.

Diese beiden Szenarien stehen klar im Widerspruch zu den Deklarationen der beiden internationalen Klimaschutzkonferenzen in Toronto (1988) und Noordwijk (1989), die eine 20%ige Senkung der CO_2–Emissionen bis zum Jahr 2005 fordern (s. 1.1.7, "Kohlendioxid und zusätzlicher Treibhauseffekt").

Vor diesem Hintergrund muß der Förderung und Ausweitung regenerativer Energiequellen sowie der Energieeinsparung und Energieeffizienz eine größere Bedeutung zukommen.

Um das Potential der alternativen Energieträger in Österreich zu erheben, arbeitet das Umweltbundesamt derzeit an einer Studie "Alternativenergien in Österreich", in der Möglichkeiten alternativer Energiequellen aufgezeigt werden sollen.

Als Beispiele alternativer Formen der Energienutzung werden die Solarenergie (Photovoltaische Systeme, Solarkollektoren), die Biomasse (Holz, Stroh, Biogas in der Landwirtschaft, Deponiegas, Klärschlamm, Biogene Treibstoffe), die Windenergie und die Geothermie untersucht.

Im ersten Teil erfolgt eine regionalisierte Erhebung der Potentiale an Alternativenergieträgern. Die Ergebnisse werden in Kartenform dargestellt.

Weiters wird der Ist–Zustand der Alternativenergie und deren Nutzung sowohl in Österreich als auch im Ausland aufgezeigt. Dazu zählen insbesondere das derzeitige Energieaufkommen aus Alternativenergiequellen (in Joule), bereits existierende Anlagen, Forschungsausgaben, Anzahl von bereits realisierten Projekten, Initiativen etc.

Ein weiteres Kapitel behandelt energiewirtschaftliche Systemüberlegungen, wie z.B. die regionale und jahreszeitliche Entsprechung von Angebot und Nachfrage (z.B. wann scheint wo wie lange die Sonne), die Frage der Dimensioniertheit

von Energieerzeugungsanlagen sowie die Frage, ob solche Anlagen dezentral oder zentral errichtet werden sollen.

Ein eigener Punkt beschäftigt sich mit etwaigen Barrieren bei der Nutzung alternativer Energiequellen. So ist z.B. der Kostenfaktor ein ebenso wichtiger Aspekt, wie Umweltauswirkungen bei der Produktion, der Nutzung und bei der Entsorgung.

Die Arbeiten an dieser Studie sollen 1991 abgeschlossen werden.

4.2 Immissionsmessungen und Konzepte zur Luftreinhaltung

4.2.1 Ozon–Informations– und Warnsystem

Nach den von der Österreichischen Akademie der Wissenschaften (Kommission für Reinhaltung der Luft) erarbeiteten wirkungsbezogenen Immissionsgrenzkonzentrationen ist zwischen den Werten zum vorbeugenden Gesundheitsschutz des Menschen und jenen zum Schutz der Allgemeinbevölkerung vor vorübergehenden akuten Gefährdungen durch besonders hohe Ozonkonzentrationen (Warnwerte) zu unterscheiden. Darüber hinaus wurden Werte zum Schutz der Vegetation empfohlen.

Je nachdem, welches der Schutzziele angestrebt wird, ist die Situation in Österreich unterschiedlich zu bewerten.

Allgemein gilt für bodennahe Meßstellen in Österreich (s. 1.1.6), daß

- die Ozonkonzentration einen ausgeprägten Jahres– und Tagesgang aufweist, d.h. daß
  - im Sommer die Belastung höher ist als im Winter,
  - tagsüber die Belastung größer ist als während der Nachtstunden,
- an der windabgewandten Seite hinter größeren Siedlungsgebieten die Belastung höher ist als in den Siedlungsgebieten selbst,
- der Tagesgang mit zunehmender Höhe immer schwächer ausgeprägt ist,
- im Osten Österreich meist die höheren Konzentrationen auftreten.

In ganz Österreich waren Ende 1990 mehr als 80 Ozonmeßstellen in Betrieb.

Nimmt man für die letzten drei Sommer (1988, 1989 und 1990) die höchsten Halbstundenmittelwerte der drei höchstbelasteten Meßstellen pro Bundesland, so ergibt sich, daß jene 60 ppb O_3, die als Halbstundenmittelwert zum langfristigen Schutz des Menschen empfohlen wurden, in allen Bundesländern überschritten werden und auch ein Überschreiten der Warnwerte (s.u.) nicht ausgeschlossen werden kann.

Die Fachleute des Länderarbeitskreises Luft haben sich im Frühjahr 1990 für eine möglichst harmonisierte Vorgangsweise bei der Ozonwarnung ausgesprochen, um eine einheitliche Information der Bevölkerung zu gewährleisten. Zur einheitlichen Regelung der gesamten Vorgangsweise beim Auftreten von Ozonepisoden wurde daher erstmals für Sommer 1990 ein "Ozon–Informations– und Warnsystem" entwickelt.

Durch dieses System werden folgende Punkte festgelegt:

- Einteilung Österreichs in Ozon–Untersuchungsgebiete (12 Regionen),
- Vorgangsweise bei der Beurteilung der Meßwerte,
- Art und Inhalt der Informationen, die der Bevölkerung gegeben werden sollen.

Bezogen auf die von der Österreichischen Akademie der Wissenschaften empfohlenen wirkungsbezogenen Werte (jeweils Dreistundenmittelwerte) von 0,200 mg O_3 / m^3 für die Vorwarnstufe (Warnstufe 1: 0,300 mg O_3 / m^3, Warnstufe 2: 0,400 mg O_3 / m^3), ergibt sich für den Sommer 1990 folgendes Bild:

In der Region "Rheintal" hätte am 23. Juli 1990, in den Regionen "nördliche alpine Tal– und Beckenlagen Ost" und "Unterinntal" hätte am 29. Juli 1990, in den Regionen "Österreich Ost", "südöstliches Alpenvorland", "nördliche alpine Tal– und Beckenlagen Ost" und "Unterinntal" hätte am 30. Juli 1990 sowie in der Region "südöstliches Alpenvorland" hätte am 31. Juli 1990 jeweils *Vorwarnung* gegeben werden müssen, soferne es eine gesetzliche Regelung desselben Inhaltes gegeben hätte (z.B. Überschreitung von 0,200 mg O_3 / m^3 an zumindest zwei Meßstellen pro Untersuchungsgebiet).

Der höchste Dreistundenmittelwert aller dieser Episoden betrug 0,252 mg O_3 / m^3 (Illmitz), d.h., *Warnstufe 1* wäre im Jahr 1990 nie erreicht worden.

Zusammenfassend muß festgehalten werden, daß die sogenannten Vorläufersubstanzen (vor allem Stickstoffoxide und flüchtige organische Verbindungen) europaweit und national um weit mehr als jeweils 50% gesenkt werden müßten, um die von der Akademie der Wissenschaften empfohlenen wirkungsbezogenen Immissionsgrenzkonzentrationen für Ozon mit hoher Wahrscheinlichkeit einhalten zu können.

4.2.2 Konzept für Immissionsmessungen in Österreich

In dem vom Umweltbundesamt erarbeiteten österreichischen Immissionsmeßnetzkonzept wird für ausgewählte Meßziele ein Vorschlag gebracht, welche Luftschadstoffe an wievielen Meßstellen in Österreich mit Hilfe von automatischen und kontinuierlich arbeitenden Meßgeräten im Rahmen eines Immissionsmeßnetzes an stationären Meßstellen erfaßt werden sollen und in welcher Region die Meßstellen situiert sein müssen. Ebenfalls berücksichtigt ist die Erfassung der meteorologischen Parameter, sofern sie an Immissionsmeßstellen erfolgt, sowie der Aufbau eines Immissionsdatenverbundes.

Das Konzept befaßt sich mit den Meßzielen

- Bestimmung der Immission für Gebiete geringer Belastung – Hintergrundmessung,
- Bestimmung des Import– / Exportanteiles und grenzüberschreitender Transport von Luftschadstoffen,
- Messung im Rahmen von EMEP,
- Trendbeobachtungen,
- Immissionsmessung zur Kontrolle auf Einhaltung der Immissionsschutzvereinbarung nach Art. 15 a Bundesverfassungsgesetz (BGBl. Nr. 443 / 1987),
- Immissionsmessungen im Rahmen eines Smogalarmplanes gemäß Smogalarmgesetz,
- Bestimmung der Immission im Nahbereich von Einzelemittenten,
- Bestimmung der Immission zum Schutz der Vegetation sowie von Ökosystemen,
- Vorerkundung.

Die Immissionsmessung der im Konzept behandelten Meßziele beschränkt sich in der Regel auf die Komponenten Schwefeldioxid, (Schweb–)Staub, Stickstoffoxide, Kohlenmonoxid und Ozon; bei einzelnen Meßzielen werden auch u.a. Blei und die flüchtigen organischen Verbindungen berücksichtigt.

Das Meßnetzkonzept enthält konkrete Angaben zu folgenden Punkten:

- o Anzahl der Meßstellen pro Luftschadstoff, getrennt nach Meßzielen und Meßnetzbetreibern,
- o Anschaffungskosten (getrennt nach Meßzielen und Meßnetzbetreibern),
- o Angaben zum Datenverbund,
- o Betriebskosten,
- o Erneuerungskosten,
- o Personalaufwand,
- o Fortschreibung.

Da dieses Immissionsmeßnetzkonzept z.Z. in Diskussion steht, können noch keine konkreten Angaben zu den zuletzt genannten Punkten gemacht werden.

Evidenz der Luftmeßnetze in Österreich

Eine wesentliche Grundlage zur Erstellung des Immissionsmeßnetzkonzeptes ist die Erhebung des Istzustandes der Luftgütemeßstellen in Österreich. Zu diesem Zweck führt das Umweltbundesamt eine Datenbank, in der alle stationär und kontinuierlich betriebenen dauerregistrierenden Luftgütemeßstellen in Österreich erfaßt sind. Es sind sowohl Meßstellen, die der Bund und die Länder betreiben, als auch Meßstellen anderer Betreiber (etwa Industriebetriebe, Kraftwerke) beinhaltet. Die Informationen stammen großteils von den Bundesländern (Ämter der Landesregierungen bzw. Umweltschutzanstalten).

Die Datenbank enthält neben Basisinformationen (Stationsbezeichnung, Bundesland, Anschrift der Station, Betreiber) genaue Angaben zur Lage der Station (geogr. Länge und Breite, Seehöhe, Topographie und Nutzung der Umgebung). Weiters sind die Luftschadstoffe und die meteorologischen Parameter angegeben, die erfaßt werden, sowie das Meßziel (z.B. Smogmeßstelle, Überwachung der Einhaltung von vegetationsbezogenen Grenzwerten usw.). Es wird auch festgehalten, ob eine Fernübertragung der Daten erfolgt und seit wann die Meßstelle besteht.

Die Datenbank wird zweimal jährlich aktualisiert. Sie ermöglicht eine rasche Antwort auf Fragen, die die Luftgütemeßstellen in Österreich betreffen (beispielsweise "Anzahl der Smogmeßstellen in Österreich" oder "Ozonmeßstellen in Seehöhen über 1500 m").

4.2.3 Täglicher Luftgütebericht

Seit 1990 geben alle wesentlichen Betreiber von Immissionsmeßnetzen zur Erfassung von Luftschadstoffen in Österreich (dies sind in der Regel die Ämter der Landesregierungen) tägliche Luftgüteberichte heraus. Diese enthalten je nach Bundesland unterschiedliche Informationen über die festgestellten Immissionskonzentrationen sowie fallweise auch Bewertungen im Hinblick auf die in Bundes– oder Landesgesetzen festgelegten Immissionsgrenzwerte oder wirkungsbezogene Immissiongrenzkonzentrationen bzw. Warnwerte, welche von der Österreichischen Akademie der Wissenschaften veröffentlicht worden sind.

Um diese verwirrende Fülle von Informationen übersichtlich und vergleichbar darzustellen, kamen die Meßnetzbetreiber überein, daß das Umweltbundesamt auf Grundlage der täglichen Luftgüteberichte der Länder täglich einen übersichtlichen Bericht für die Landeszentren erstellen soll.

Der tägliche Luftgütebericht des Umweltbundesamtes stellt eine aktuelle Information über die Belastung mit den Luft-

schadstoffen Schwefeldioxid, Staub, Stickstoffdioxid, Kohlenmonoxid und Ozon dar und wird von der Zweigstelle West erstellt. Die zu bearbeitenden Daten erhält das Umweltbundesamt entsprechend einer Vereinbarung nach Art.15a B–VG derzeit von allen Bundesländern mit Ausnahme des Burgenlands täglich per Telefax übermittelt. Der örtliche Geltungsbereich umfaßt die Landeshauptstädte Graz, Innsbruck, Klagenfurt, Linz, Salzburg, St. Pölten und Wien. Das Bundesland Vorarlberg gibt als Meßort "Rheintal" an (= höchste Meßwerte der Städte Feldkirch, Bludenz u. Dornbirn).

Zur Erstellung des täglichen Luftgüteberichtes werden zunächst die relevanten Rohdaten selektiert, die jeweils höchsten Dreistundenmittelwerte der im jeweiligen Untersuchungsgebiet liegenden Meßstellen der vergangenen 24 Stunden (mit Ausnahme von Wien) erhoben, die Meßdaten in eine gemeinsame Meßgröße (mg/m^3) umgerechnet und im Formular "TÄGLICHER LUFTGÜTEBERICHT" zusammengefaßt. Darüber hinaus werden für jeden Meßwert die "Luftgütewerte" in Prozent des jeweiligen Grenzwerts der Smogalarmstufe 1 (für SO_2+Staub, SO_2, NO_2, CO) bzw. des Grenzwerts der Warnstufe 1 gemäß den Luftqualitätskriterien der Österreichischen Akademie der Wissenschaften (O_3) berechnet und jeweils jene Komponente angegeben, deren Konzentration die höchste Belastung relativ zum Grenzwert ergibt. Der Grenzwert entspricht dabei 100 %.

Das fertig erstellte Formular "TÄGLICHER LUFTGÜTEBERICHT" wird per Telefax an nachstehende Adressaten (Stand März 1991) um etwa 16 Uhr versandt:

- Ministerbüro BMfUJF, Wien,
- Umweltbundesamt (Zentralstelle u. Zweigstelle Süd),
- Umweltbundesamt Berlin,
- Umweltlandesrat der Steiermark,
- alle Ämter der Landesregierungen,
- Magistrat der Stadt Wien,
- Bürgerservice Umweltschutz, Abt. Konsumentenschutz, Wien,
- "Die Presse", Wien.

Eine raschere Abwicklung ist deshalb nicht möglich, da die einzelnen Dienststellen der Länder ihre Luftgüteberichte zu verschiedenen Zeiten erstellen und diese ebenfalls mittels Telefax erst an das Umweltbundesamt übermittelt werden müssen; die Erstellung des täglichen Luftgüteberichtes am Umweltbundesamt muß manuell erfolgen und benötigt daher 1–2 Stunden. Erst mit der Errichtung eines Immissionsmeßdatenverbundes wird es möglich sein, rascher und bei Bedarf auch häufiger, einen bundesweiten täglichen Luftgütebericht zur Verfügung stellen zu können.

Im Musterblatt des täglichen Luftgüteberichtes (s. Abb. 1) sind die maximalen Dreistundenmittelwerte der Luftschadstoffe SO_2, SO_2+Staub, NO_2, CO und O_3 für die Städte bzw. Regionen Graz, Innsbruck, Klagenfurt, Linz, Rheintal, Salzburg, St. Pölten und Wien angeführt. (Für das Burgenland bzw. Eisenstadt können deshalb keine Werte angegeben werden, da in diesem Bundesland bislang nur an der Hintergrundmeßstelle Illmitz und in Kittsee kontinuierliche Immissionsmessungen – vom Umweltbundesamt – über längere Zeit durchgeführt worden sind.)

TÄGLICHER LUFTGÜTEBERICHT

vom ....20.2.... 1991 vormittag bis ....21.2.... 1991 vormittag

Zusammengefaßt vom Umweltbundesamt
aus Meßdaten der Länder und des Bundes

F 020–9003

Jahrgang Nr. *02 – 36* Ausgegeben am *21–02–1991*

	maximale 3–Stundenmittelwerte der Luftschadstoffe in mg/m^3 1)					Luftgüte–wert %
	SO_2	SO_2 + Staub	NO_2	CO	O_3	
	0,60	0,80	0,60	30	0,30 2)	100 %
	Grenzwerte der Smogalarmstufe 1					
Graz	*0,20*	*0,36*	*0,22*	*7*	*0,13*	*45 % SO_2+ST*
Innsbruck	*0,07*	*n.b.*	*0,14*	*8*	*0,03*	*27 % CO*
Klagenfurt	*0,07*	*n.b.*	*0,13*	*7*	*A*	*23 % CO*
Linz	*0,08*	*0,98*	*0,22*	*7*	*0,08*	*122 % SO_2+ST*
Rheintal	*0,10*	*k.M.*	*0,16*	*k.M.*	*k.M.*	*27 % NO_2*
Salzburg	*0,05*	*n.b.*	*0,21*	*11*	*0,07*	*37 % CO*
St. Pölten 3)	*0,08*	*0,37*	*0,08*	*k.M.*	*0,06*	*46 % SO_2+ST*
Wien 4)	*0,19*	*0,62*	*0,18*	*7*	*0,11*	*53 % SO_2+ST*

1) Es werden die höchsten im betreffenden Gebiet registrierten Dreistundenmittelwerte der letzten 24 Stunden berücksichtigt (vorläufige Werte).
2) Warnstufe 1 gemäß Luftqualitätskriterien für Ozon der Österr. Akademie der Wissenschaften.
3) Bedingt durch die Umrechnung von ppb in mg/m^3 und rechnerinterne Rundung, können Luftgütewerte auch bei gleichen Dreistundenmittelwerten und gleichem Grenzwert geringfügig differieren.
4) Berücksichtigt sind nur die Dreistundenmittelwerte von 5–8, 8–11, 10–13 Uhr des angegebenen sowie von 12–15 Uhr des vorangegangenen Tages.

Legende:

"Luftgütewert" Höchster auf den jeweiligen Grenzwert der Smogalarmstufe 1 bzw. bei Ozon auf die Warnstufe 1 bezogener Dreistundenmittelwert in Prozenten.

SO_2	Schwefeldioxid	A	Ausfall
SO_2 + Staub	Summe aus Schwefeldioxid und Staub; wird nur bewertet, sofern der Dreistundenmittelwert von Staub ≥ 0,20 mg / m^3 ist.		
NO_2	Stickstoffdioxid	n.b.	nicht bewertet
CO	Kohlenmonoxid	k.M.	keine Messung vorgesehen
O_3	Ozon	k.A.	keine tägliche Auswertung

Abb. 1: Luftgütebericht des Umweltbundesamtes vom 20. bis 21. Februar 1991, in dem mit 122 % (SO_2+Staub in Linz) der höchste "Luftgütewert" im Zeitraum März 1990 bis Februar 1991 gemeldet wurde

Die Dreistundenmittelwerte (und nicht etwa Halbstundenmittelwerte) wurden deshalb ausgewählt, weil diese Meßwerte zu den Grenzwerten der Smogalarmstufe 1 bzw. der Warnstufe 1 bei Ozon in Beziehung gesetzt werden können. Auf diese Art und Weise konnte am ehesten eine übersichtliche, leicht verständliche Darstellungsweise erhalten werden, sind doch die sonstigen in Österreich festgelegten Immissionsgrenzwerte je nach Komponente für die unterschiedlichsten Bezugszeiten und sonstigen Randbedingungen definiert.

Dieser tägliche Luftgütebericht des Umweltbundesamtes wird nunmehr seit 16. März 1990 regelmäßig an Werktagen herausgegeben. Eine Herausgabe auch an Samstagen, Sonn– und Feiertagen erschien bis jetzt im Hinblick auf den damit verbundenen hohen Personalaufwand nicht gerechtfertigt, zumal für diese Tage von den meisten Meßnetzbetreibern keine täglichen Luftgüteberichte erstellt werden.

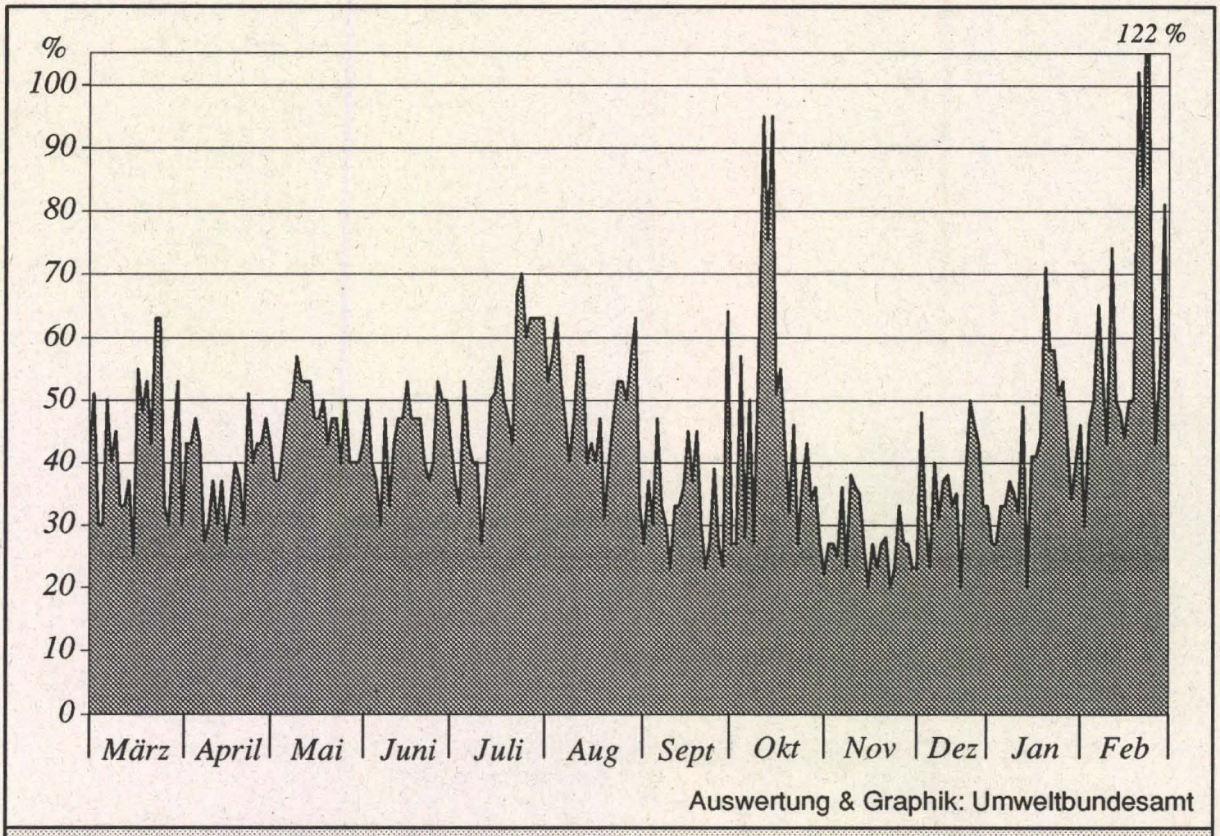


Abb. 2: Höchster "Luftgütewert" des jeweiligen Tages im Zeitraum März 1990 bis Februar 1991 (berücksichtigt sind jene 245 Tage, an denen ein Luftgütebericht des Umweltbundesamtes erstellt wurde)

Eine erste Auswertung der gesamtösterreichischen Ergebnisse für das erste Jahr des Luftgüteberichtes (Monate März 1990 bis Februar 1991, s. Abb. 2 und 3) zeigt, daß die höchsten "Luftgütewerte" im Frühjahr und im Sommer überwiegend auf hohe Ozonbelastungen und in den übrigen Monaten sowohl auf SO_2+Staub als auch auf NO_2 und CO zurückzuführen sind. Diese Feststellung ist auf Grund der jahreszeitlich unterschiedlich meteorologischen Bedingungen sowie der jahreszeitlichen Schwankungen der Emissionen nicht überraschend.

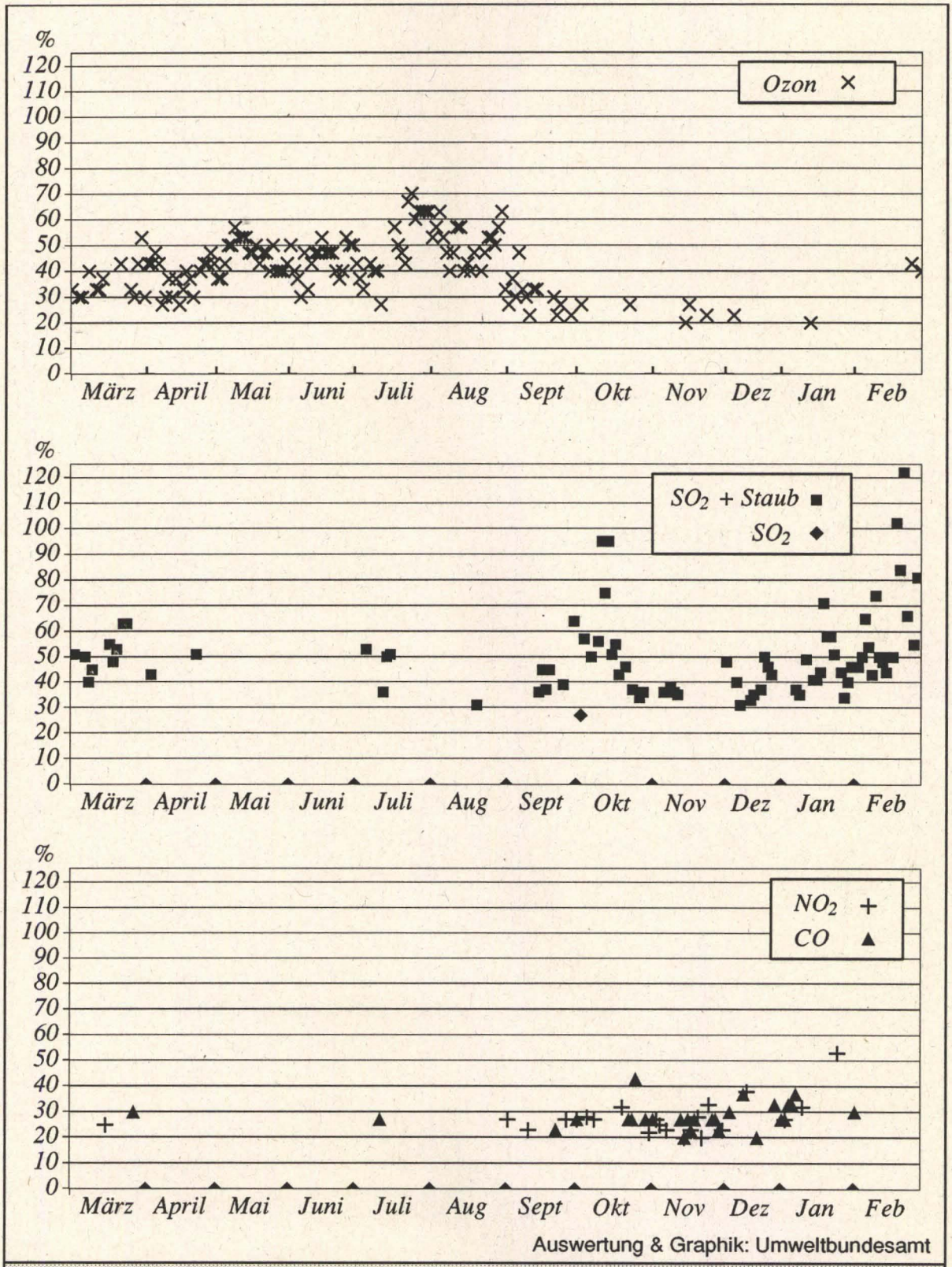


Abb. 3: Höchster "Luftgütewert" des jeweiligen Tages im Zeitraum März 1990 bis Februar 1991, getrennt nach den Luftschadstoffen Ozon, SO_2 bzw. SO_2 + Staub und NO_2 bzw. CO (in % des Grenz– bzw. Warnwertes)

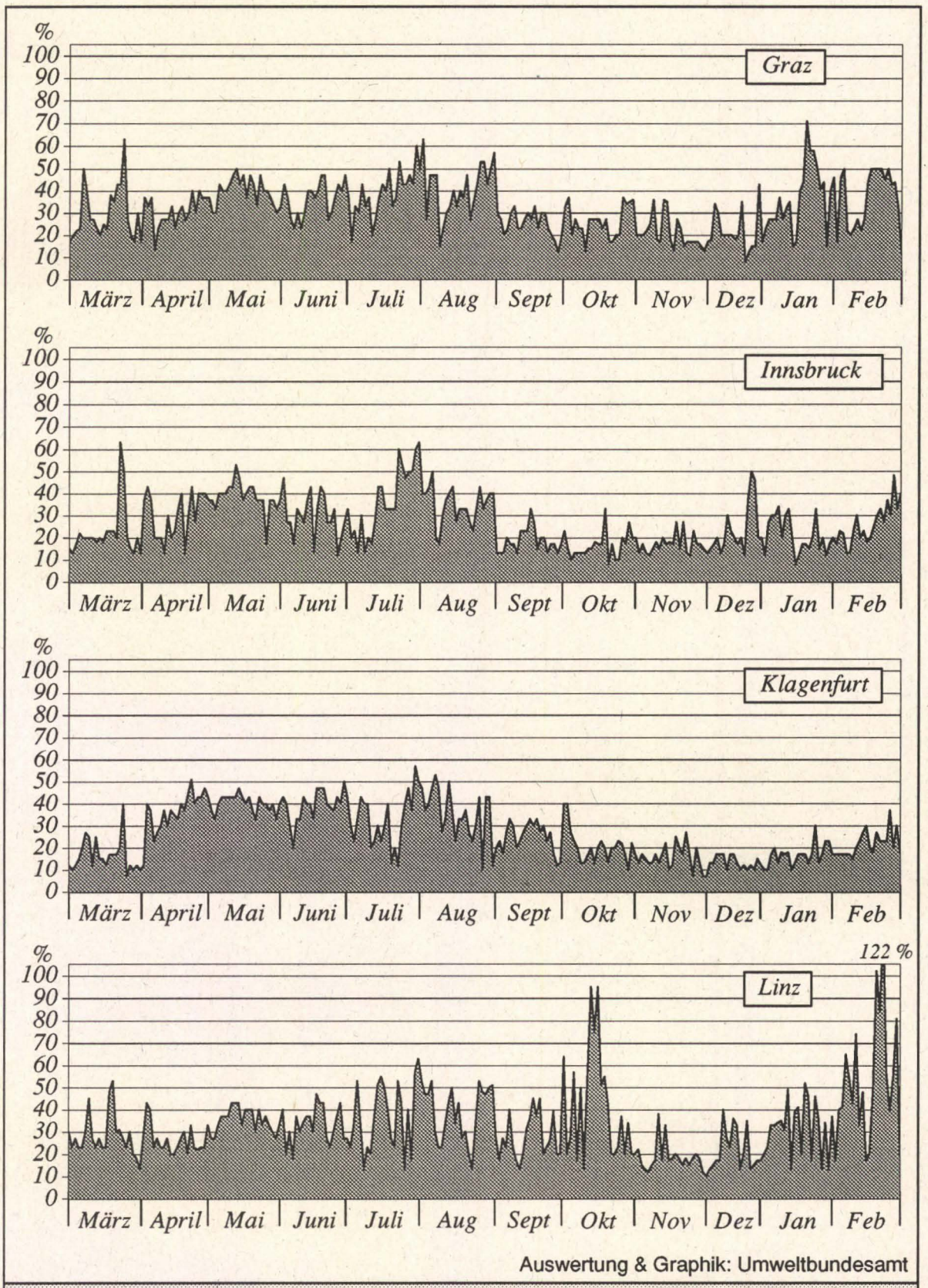


Abb. 4a: Höchster "Luftgütewert" des Tages im Zeitraum März 1990 bis Februar 1991 für die Untersuchungsgebiete Graz, Innsbruck, Klagenfurt und Linz

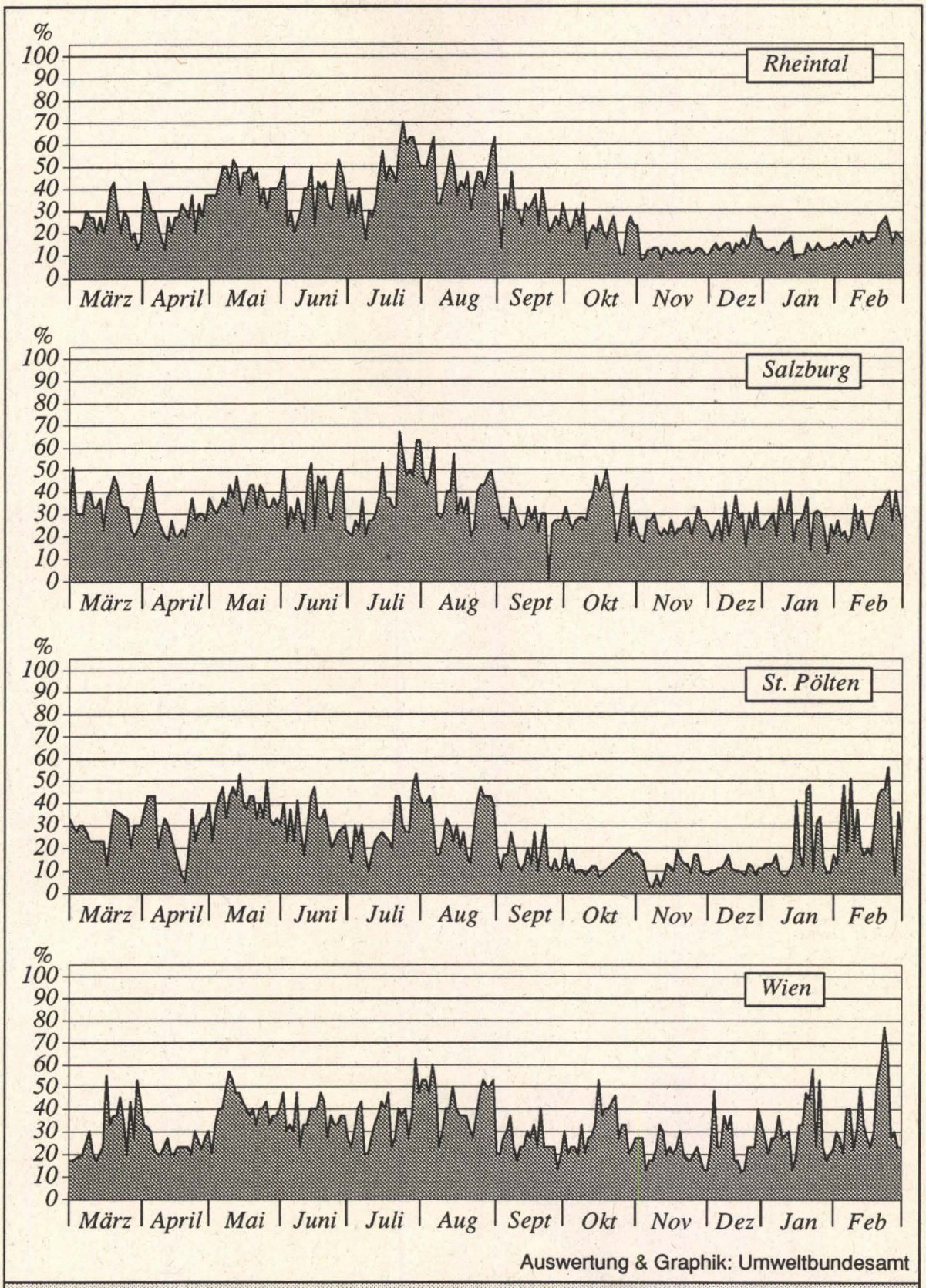


Abb. 4b: Höchster "Luftgütewert" des Tages im Zeitraum März 1990 bis Februar 1991 für die Untersuchungsgebiete Rheintal, Salzburg, St. Pölten und Wien

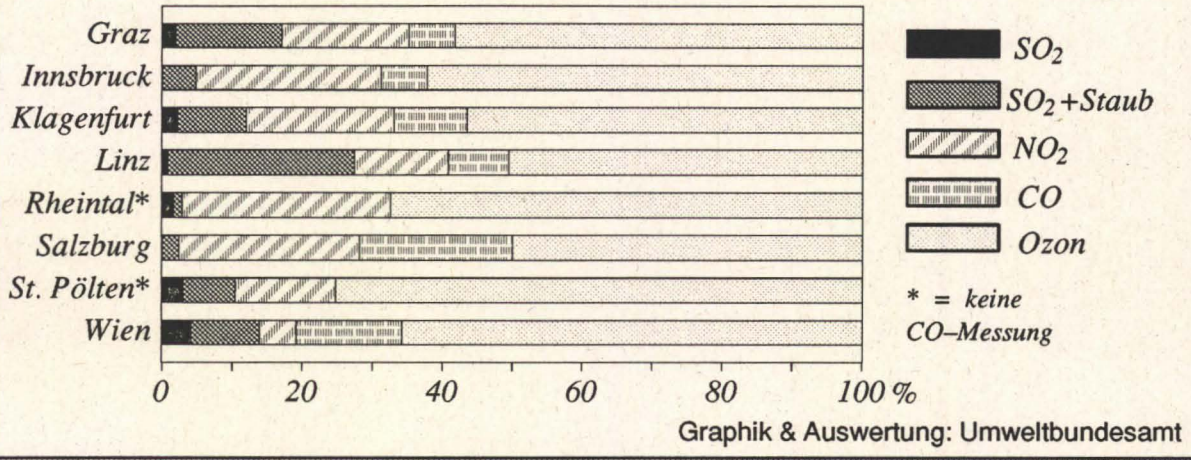


Abb. 5: Anteil der Schadstoffe an den Nennungen beim jeweils höchsten "Luftgütewert" getrennt nach Untersuchungsgebieten (Daten März 1990 bis Februar 1991)

Tab. 1: "Luftgütewerte" über 60 % (März 1990 bis Februar 1991)

Luftgüte–wert (%)	Datum	Gebiet	Komponente
122	21.02.1991	Linz	SO_2 + Staub
102	19.02.1991	Linz	SO_2 + Staub
95	11.10.1990	Linz	SO_2 + Staub
95	15.10.1990	Linz	SO_2 + Staub
84	20.02.1991	Linz	SO_2 + Staub
81	27.02.1991	Linz	SO_2 + Staub
77	21.02.1991	Wien	SO_2 + Staub
76	26.02.1990	Linz	SO_2 + Staub
75	12.10.1990	Linz	SO_2 + Staub
74	11.02.1991	Linz	SO_2 + Staub
71	18.01.1991	Graz	SO_2 + Staub
70	24.07.1990	Rheintal	O_3
67	23.07.1990	Salzburg	O_3
66	22.02.1991	Wien	SO_2 + Staub
65	06.02.1991	Linz	SO_2 + Staub
64	01.10.1990	Linz	SO_2 + Staub
63	26.07.1990	Rheintal	O_3
63	27.07.1990	Rheintal	O_3
63	30.07.1990	Salzburg	O_3
63	31.07.1990	Innsbruck	O_3
63	31.07.1990	Linz	O_3
63	31.07.1990	Salzburg	O_3
63	01.08.1990	Graz	O_3
63	06.08.1990	Rheintal	O_3
63	31.08.1990	Rheintal	O_3
63	22.03.1990	Innsbruck	SO_2 + Staub
63	23.03.1990	Graz	SO_2 + Staub
61	20.02.1991	Wien	SO_2 + Staub

Zu den in Abb. 4a, 4b und 5 dargestellten Ergebnissen einzelner Untersuchungsgebiete ist festzuhalten, daß deren direkte Vergleichbarkeit durch die regional unterschiedliche Lage und Exposition der jeweiligen Meßstellennetze (Verkehrsnähe, Nähe zu Einzelemittenten und Siedlungszentren etc.) nur in eingeschränktem Maß möglich ist.

Es ist zu hoffen, daß durch weitere emissionsmindernde Maßnahmen – insbesondere bei Staub im Raum Linz – Überschreitungen der Grenzwerte der Smogalarmstufe I zukünftig nicht mehr auftreten. Der Umstand, daß diese Überschreitungen nur an 2 von 10 Meßstellen in Linz festgestellt werden konnten, zeigt die lokale Bedeutung dieser Konzentrationsspitzen; es mußte somit nicht die Smogalarmstufe I entsprechend dem Smogalarmgesetz ausgerufen werden.

Als beruhigend ist der Umstand zu verstehen, daß von März 1990 bis Februar 1991 in den übrigen Untersuchungsgebieten die Grenzwerte der Smogalarm-Stufe I (CO, NO_2, SO_2, SO_2+Staub) bzw. der Warnstufe I (O_3) nicht erreicht bzw. überschritten wurden und nur in 71 von 9611 Fällen (= 0,74 %) ein "Luftgütewert" von 50 % überschritten worden ist.

Tab. 1 führt jene 28 Fälle an, in welchen in diesem Zeitraum ein "Luftgütewert" von über 60 % erreicht wurde.

An der Spitze steht ohne Zweifel Linz bezüglich der SO_2+Staub–Belastung, wo am 18. und 20. Februar 1991 (Daten des täglichen Luftgüteberichts vom 19. bzw. 21. Februar) mit 102 % bzw. 122 % für SO_2+Staub der Grenzwert der Smogalarmstufe I überschritten wurde. Diese und weitere Spitzenwerte bis zu 95 % bestätigen die Notwendigkeit der Ausweisung von Linz als Belastungsgebiet.

Dies gilt auch für Wien, da bei den angegebenen höchsten "Luftgütewerten" für SO_2+Staub (77 %, 66 % und 61 % im Februar 1991) zusätzlich zu berücksichtigen ist, daß vom Wiener Meßnetz abweichend von der österreichweit einheitlichen Vorgangsweise für den täglichen Luftgütebericht aus technischen Gründen nicht die Maximalwerte zur Verfügung stehen, sondern lediglich die Werte für die Zeiten von (derzeit) 5–8, 8–11, 10–13 sowie 12–15 Uhr.

Die nach SO_2+Staub höchsten "Luftgütewerte" treten österreichweit aufgrund der Episoden hoher Ozonbelastung im Hochsommer (Juli/August) auf.

Weder Kohlenmonoxid noch Stickstoffdioxid oder Schwefeldioxid führten zu "Luftgütewerten" über 60 %.

Aus dieser ersten Auswertung läßt sich somit erkennen, daß Schwerpunkte einer zukünftigen Luftreinhaltungspolitik bei einer weiteren Verringerung der Staubbelastung und der Verringerung der Emissionen der Vorläufersubstanzen von Ozon (Stickstoffoxide und Kohlenwasserstoffe) liegen müssen (s. 1.1).

Allerdings muß auf Grund der jährlichen Schwankungen davor gewarnt werden, eine Luftreinhaltungspolitik ausschließlich auf die wiedergegebenen Ergebnisse für die Monate März 1990 bis Februar 1991 zu stützen, zumal im täglichen Luftgütebericht auch nicht alle österreichischen Meßstellen erfaßt sind.

4.2.4 Erhebung österreichischer Daten zur Staubimmission

In Österreich wurden in der Vergangenheit vielfach regionale Staubniederschlagsmeßnetze betrieben, um über die flächenhafte Verteilung des Staubniederschlages, der als Beurteilungsgrundlage für Fragen der Belästigung herangezogen werden kann, zu dienen. Fallweise wurden auch Inhaltsstoffe (z.B. Schwermetalle, Kohlenstoff) bestimmt.

Das in Österreich vorhandene Datenmaterial bzgl. Staubniederschlag und seiner Inhaltsstoffe wird derzeit zusammengetragen, am Umweltbundesamt in eine einheitliche Form auf einen Datenträger gebracht und einer ersten Sichtung unterzogen.

Ziel dieser Arbeit ist die österreichweite Darstellung von Depositionsergebnissen und eine Kategorisierung von Meßstellentypen.

Diese Meßstellentypen sollen in weiterer Folge Grundlage für eine Entscheidung sein, künftig pro Bundesland zumindest eine Meßstelle je Meßstellentyp auf Dauer als Trendmeßstelle zu betreiben, um u.a. die Wirksamkeit gesetzter emissionsmindernder Maßnahmen zu überprüfen.

4.3 Strahlung

4.3.1 Radioaktivitätskontrolle in Österreich

Die gesetzliche Grundlage für die Überwachung des Bundesgebietes auf radioaktive Verunreinigung ist im § 37(1) Strahlenschutzgesetz (StrSchG, BGBl. 227/1969) gegeben [1]. Seit 1. Februar 1991 liegt sie im Zuständigkeitsbereich des Bundesministeriums für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz.

Im sogenannten "Überwachungsnetz für Umweltradioaktivität" sind die meisten behördlichen, Universitäts– und Forschungsinstitutionen eingebunden, die mit der Messung der Radioaktivität in der Umwelt befaßt sind.

Gegenstand der Überwachungstätigkeit ist im Normalfall die Ermittlung der ständig erfolgenden radioaktiven Belastung. Diese hat auch die Grundlage für die Beweissicherungen für den Fall erhöhter Kontaminationen zu liefern. Daher sind Bereiche mit potentiellen Emittenten besonders zu berücksichtigen. Zugleich soll durch die Überwachung ein störfallbedingtes Ansteigen der Radioaktivität frühzeitig erkannt werden. Im Falle einer radioaktiven Kontamination muß jede Strahlenmeßtätigkeit darauf abzielen, Grundlagen für die Beurteilung der Dosisbelastung der Bevölkerung und für eventuell notwendige Maßnahmen zu deren Verringerung zu bieten [2].

Als Anlaßfälle sind dabei vor allem in Betracht zu ziehen:

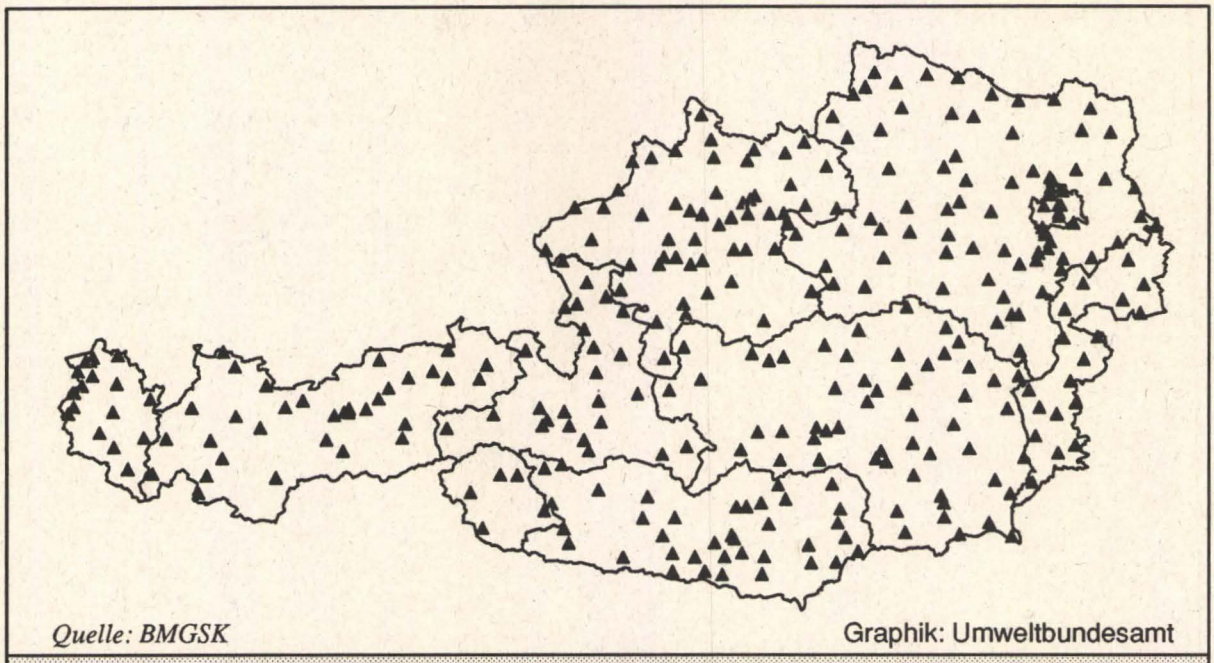
- Unfälle in kerntechnischen Anlagen,
- Detonation von Atomwaffen,
- Absturz von Flugkörpern mit radioaktivem Inventar,
- Sonstige Anlaßfälle wie Sabotageakte, Transportunfälle, ...

Zur Erfüllung dieser Aufgaben wird vom Bundesministerium für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz sowohl ein automatisch arbeitendes Strahlenfrühwarnsystem als auch ein laborgestütztes Meßnetz betrieben. Diese Netze unterscheiden sich grundsätzlich hinsichtlich ihrer technischen Leistungsfähigkeit und ihrer Aufgaben; beide Systeme ergänzen einander in Aufgaben und Aussagemöglichkeit. Im Anlaßfall werden diese Meßsysteme, wie auch nach Tschernobyl, zusätzlich durch weitere in Österreich verfügbare Labors sowie durch mobile Boden– und Luftspürtrupps ergänzt [2].

Strahlenfrühwarnsystem und Umweltüberwachung

Um großräumige radioaktive Verstrahlungen in Österreich erkennen und beurteilen zu können, wurde 1975 durch das damalige Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz mit der Errichtung eines Strahlenfrühwarnsystems begonnen.

Mit seinen 336 Stationen (Abb. 1) steht ein flächendeckendes Netz zur permanenten Messung der Ortsdosisleistung zur Verfügung. Die Meßsonden befinden sich in der Regel auf Dächern öffentlicher Gebäude in Ortschaften mit mehr als 5000 Einwohnern, wobei keine Siedlung mehr als 15 km von einer Meßstelle entfernt ist und Ballungszentren mehrfach bestückt sind. Über ein Datenübertragungsnetz werden die jeweiligen Dosisleistungswerte permanent in die betreffende Landes– und in die Bundeswarnzentrale übermittelt.



Quelle: BMGSK Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 1: Meßstationen des österreichischen Strahlenfrühwarnsystems (Stand: Mai 1991)

Um einen schnellen Überblick über die Verstrahlungssituation zu gewährleisten, wurden 8 Warnpegel festgelegt. Pegel 1 wird auch durch den "Washout–Effekt" natürlicher Radionuklide nach Regenfällen erreicht.

Tab. 1: Warnpegel des österreichischen Strahlenfrühwarnsystems

Pegel	*Bereich*
1	*von der Überschreitung des jeweiligen Durchschnittwertes um 15 % bis 30 µR/h*
2	*30 µR/h – 100 µR/h*
3	*100 µR/h – 1 mR/h*
4	*1 mR/h – 10 mR/h*
5	*10 mR/h – 100 mR/h*
6	*100 mR/h – 3 R/h*
7	*3 R/h – 30 R/h*
8	*>30 R/h*

Infolge der Dichte des Meßnetzes können mit Hilfe des Systems kartographische Darstellungen der Verstrahlungssituation erstellt werden. Neun Stationen sind zusätzlich mit Aerosolwarnanlagen ausgestattet. Die Weiterleitung der Daten zu den Landeswarnzentralen und zur Bundeswarnzentrale erfolgt on–line [2].

Das Strahlenfrühwarnsystem kann jedoch keine nuklidspezifischen Analysen der aufgetretenen Aktivitäten durchführen. Daher sind Abschätzungen über zu erwartende Inhalationsbelastungen nur mit Hilfe von Informationen über die Verstrahlungsursache (Unfalltyp) möglich. Für genauere Aussagen sind jedoch die nuklidspezifischen Auswertungen von Aerosolen (Luftstäuben) erforderlich.

(a) Aerosolfilter

In Österreich wird routinemäßig folgendes Meßprogramm zur Aerosolüberwachung durchgeführt: In Wien, Retz, Linz, Salzburg, Innsbruck, Bregenz, Klagenfurt, Bad Radkersburg und Graz sind Aerosolsammler in Betrieb, die eine Leistung von etwa 100 m^3/h haben und die Aerosole an Glasfaserfiltern abscheiden. Die Filter werden zur nuklidspezifischen Analyse der Aerosole verwendet. Sammler mit einer Leistung von etwa 500 m^3/h

existieren in Wien, Linz und Graz; zusätzlich stehen einige mobile Geräte zum Einsatz in Sonderfällen zur Verfügung.

Darüber hinaus ist geplant, einige *Schrittbandfilteranlagen* zu errichten, bei denen ein schrittweise bewegtes Filterband über eine Ansaugvorrichtung Staub aufnimmt. Gasförmiges Jod wird mit einer entsprechenden Filterpatrone adsorbiert. Gemessen wird die Gesamt–Betaaktivität, die Alphaaktivität und die Jodaktivität. Die Messung erfolgt während der Besaugung in Intervallen von jeweils 10 Minuten, wobei eine rechnerische Korrektur für natürliche Radionuklide erfolgt, ferner mit Zweistundenverzögerung und Fünftagesverzögerung. Die Nachweisempfindlichkeit liegt bei der Gesamtbetaanzeige für den Sofortwert bei ca. 4 Bq/m^2, für die Zweistundenverzögerung bei ca. 0,5–1 Bq/m^2. Die Meldungen sollen an die Zentralen weitergeleitet werden [2].

(b) Niederschlag

Niederschlagssammler existieren mit Ausnahme von Bad Radkersburg an den gleichen Stellen wie die Aerosolsammler.

Unaufbereitetes Niederschlagswasser wird in Österreich vereinzelt z.B. im alpinen Bereich für Trinkwasserzwecke herangezogen, sodaß prinzipiell eine Ingestionsdosis aus diesem Pfad entstehen kann. Derartige Zisternenwässer sind daher in einem Anlaßfall bei gesundheitlich relevanten, hohen Kontaminationen nicht für die Trinkwasserversorgung zu verwenden [3].

Das Umweltbundesamt betreibt ein seit 1973 eingerichtetes Niederschlagssammelnetz vorwiegend im kalkalpinen Raum zur Messung des Tritiumgehaltes (s. 4.3.2).

(c) Oberflächenwässer

Die radioaktive Belastung von Oberflächenwässern ist aus verschiedenen Gründen von Interesse. Wichtige Belastungspfade, die von Oberflächenwässern ausgehen können, sind die Anreicherung in Fischen und die Kontamination von Boden und Lebensmitteln über die künstliche Beregnung mit Oberflächenwässern.

In Österreich wird Oberflächenwasser i.a. nicht direkt für Trinkzwecke herangezogen, sodaß keine Ingestionsdosis aus diesem Pfad entsteht. Eine Ausnahme stellt der Wienerwald–Stausee mit einem wassergeschützten Einzugsgebiet von etwa 50 km^2 dar. Das Wasser wird hier allerdings über eine Aluminiumsulfat–Ausflockung und durch Sandfilter gereinigt sowie in der Folge entkeimt, wodurch es zu einer Reduktion der meisten Radionuklide kommen würde. Aufgrund der geringen Mengen, etwa 5000 m^3 pro Tag, spielt auch dieser Eintrag in das Wiener Trinkwassersystem nur eine untergeordnete Rolle. Darüber hinaus führt das Institut für Umweltmedizin der Stadt Wien alle 14 Tage Kontrollen durch [3].

Die Überwachung der Oberflächenwässer eignet sich zur Feststellung von größeren Abgaben von Radioaktivität aus Anlagen in flüssiger Form. Das Netz der Entnahmestellen für routinemäßige Kontrollen ist im Nordosten Österreichs (Bereich von March und Thaya) dichter, um eine eventuelle Kontamination durch die Kernanlage Dukovany in der CSFR erfassen zu können.

(d) Klärschlamm

Im Rahmen des österreichischen Überwachungsnetzes für Umweltradioaktivität werden auch Abwässer aus Kläranlagen auf ihren Gehalt an gamma–strahlenden Radionukliden und an Tritium bzw. auch Klärschlämme auf ihren Radionuklidgehalt hin untersucht. Damit

soll ein Einblick in den Eintrag von künstlichen Radionukliden aus dem urbanen Bereich gewonnen werden, also einerseits aus einer allfälligen medizinischen, industriellen und wissenschaftlichen Anwendung, andererseits aus globalen Quellen [4].

In die kommunalen Kläranlagen werden mit den Abwässern radioaktive Nuklide eingebracht. Durch den Klärprozeß bleiben diese Nuklide teilweise in konzentrierter Form im Klärschlamm zurück.

Probenahmestellen für Emissionen aus Kläranlagen – sowohl für Abwasser als auch für Klärschlamm – befinden sich in Asten und in Wien.

Im österreichischen Durchschnitt wird ungefähr ein Drittel der anfallenden Klärschlämme auf landwirtschaftlichen Nutzflächen ausgebracht, wobei große regionale Unterschiede bestehen.

Bei einer eventuellen radioaktiven Belastung des Klärschlammes ist die Aufnahme radioaktiver Nuklide durch Pflanzen aus dem Boden wesentlich geringer als die Aufnahme über die Blätter. Eine Düngung mit belastetem Klärschlamm während der Vegetationsperiode oder die Ausbringung auf Grünland (auch nach der letzten Nutzung) würde deshalb problematischer erscheinen als eine Düngung vor dem Anbau.

(e) Lebensmittelkontrolle

Das Strahlenschutzgesetz enthält die Bestimmung, daß jede Einwirkung ionisierender Strahlung auf den menschlichen Körper so niedrig wie möglich zu halten ist [1]. Die Lebensmittelkontrolle fällt in den Kompetenzbereich des Bundesministeriums für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz.

Von den drei Wegen einer Strahlenbelastung – der Strahlung von außen, dem Einatmen radioaktiver Nuklide (Inhalation) sowie der Aufnahme radioaktiver Stoffe mit Lebensmitteln (Ingestion) – bildet die Aufnahme über die Nahrung den weitaus größten Anteil an einer Gesamtbelastung [5]. Deshalb zielen die meisten Maßnahmen der Behörden darauf ab, die radioaktive Belastung der Bevölkerung durch Lebensmittel so gering wie möglich zu halten. Lebensmittel, die in größeren Mengen verzehrt werden, gehen entsprechend stärker in die Dosisberechnung ein.

Tab. 2: Herkunft und relevante Halbwertszeit ausgewählter Radionuklide

Nuklid	*relevante Halbwertszeit (ca.)*	*Herkunft (v.a.)*
Radon 222	*4 Tage*	*natürlich*
Silber–110 M	*250 Tage*	*Tschernobyl–Fallout*
Cäsium 134	*2 Jahre*	*Tschernobyl–Fallout*
Tritium	*12 Jahre*	*Kernwaffenfallout, natürlich,*
Strontium 90	*29 Jahre*	*Kernwaffenfallout, Tschernobyl–Fallout*
Cäsium 137	*30 Jahre*	*Tschernobyl–Fallout*
Radium 226	*1600 Jahre*	*natürlich*
Kohlenstoff 14	*5736 Jahre*	*natürlich, durch kosmische Strahlung*
Kalium 40	*1280 Mio. Jahre*	*natürlich*

Quelle: Bundeskanzleramt (BMGSK), Beiträge 2/91 [3] u.a. (Werte auf volle Einheiten gerundet)

Der Gehalt an Radionukliden in Lebensmitteln wird, abgesehen von natürlichen Radionukliden (v.a. Kalium–40, Nuklide der Uran– und der Thorium–Zerfallsreihe, Kohlenstoff–14, Tritium), durch die Folgen des Reaktorunfalls von Tschernobyl, zu einem geringen Teil auch durch die Folgen der oberirdischen Kernwaffenversuche in den 60iger–Jahren bestimmt [3].

Ein großer Teil der zusätzlichen Belastung aufgrund des Unfalls von Tschernobyl wird durch Nahrungsmittel verursacht.

Abb. 2 stellt den zeitlichen Verlauf der durchschnittlichen Belastung von Nahrungsmitteln durch Cs–137 in den Jahren 1986 bis 1989 dar.

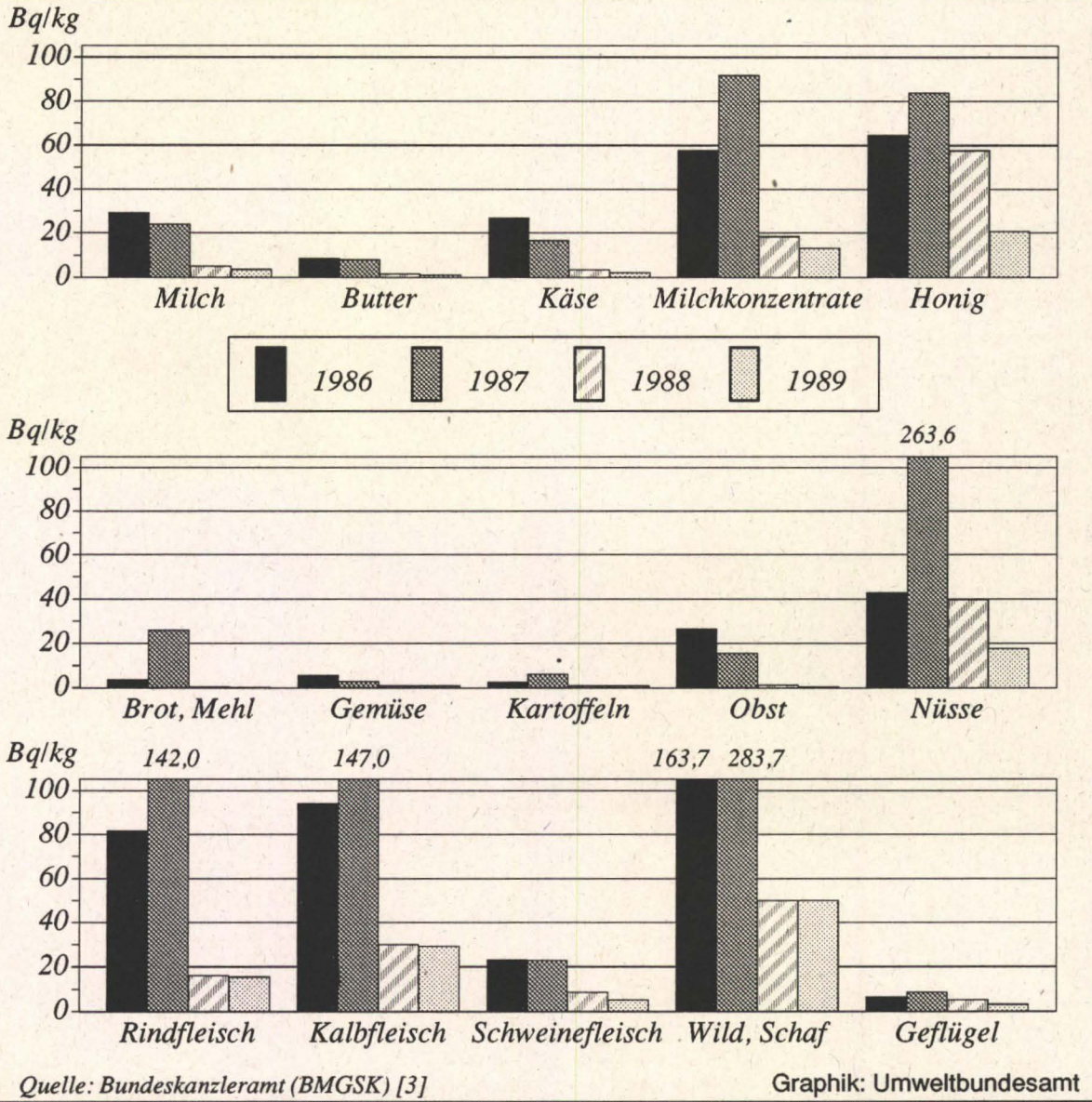


Abb. 2: Österreichische Mittelwerte für die Belastung von Nahrungsmitteln mit Cs–137 in den Jahren 1986 bis 1989 (Aktivitätskonzentrationen in Bequerel pro Kilogramm Frischsubstanz)

Abb. 3 gibt einen Überblick über die Belastung durch Zufuhr von Cäsium durch die Nahrung seit den oberirdischen Kernwaffentests der 60er–Jahre:

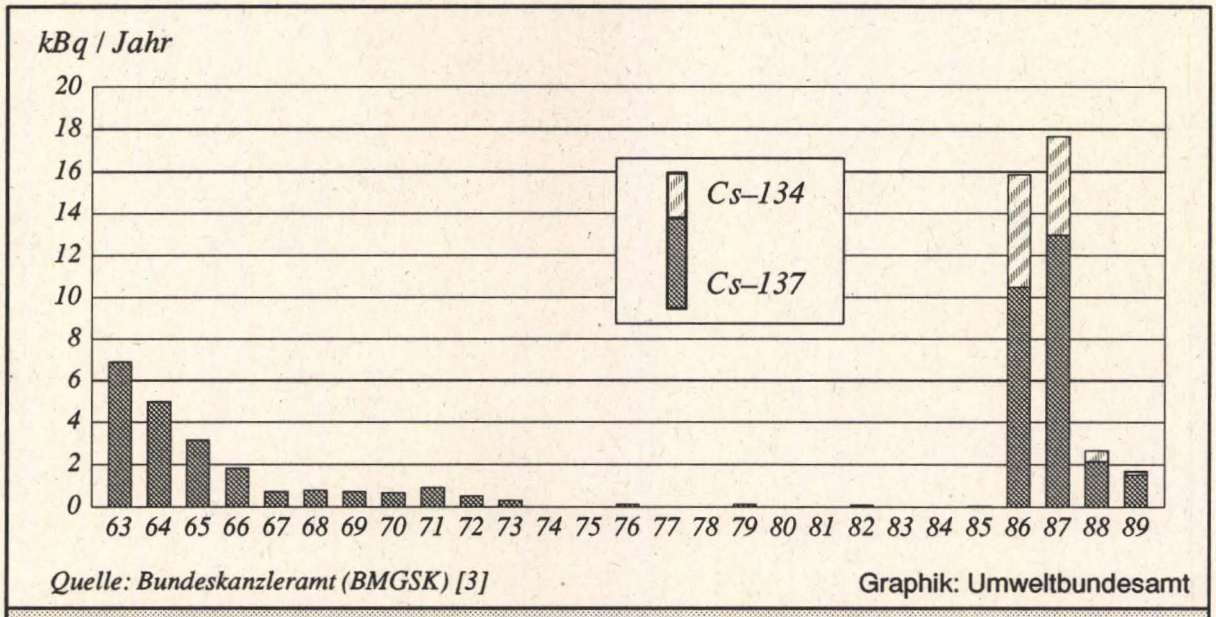


Abb. 3: Mittlere jährliche Aktivitätszufuhr durch Cäsium–134 und Cäsium–137 mit der Nahrungsaufnahme (Erwachsene) im Zeitraum 1963 bis 1989

Literatur

[1] Strahlenschutzgesetz. Bundesgesetz vom 11. Juni 1969, BGBl. 1969/227.

[2] Das österreichische Strahlenfrühwarnsystem. Schriftliche Fassung eines Vortrages, gehalten im Rahmen der ÖSRAD–Tagung am 8. Juni 1989 in Wien. Josef E. Zechner, Bundeskanzleramt, Sekt. VII/8a.

[3] Beiträge 2/91. Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1988 und 1989. Daten und Bewertung. Bundeskanzleramt, Sektion VII.

[4] Bewertender Bericht über die Messung der Radionuklidkonzentration in Abwasser und Mischkläranlagen der Wiener Hauptkläranlage 1988. E. Henrich, J. Weisz, M. Zapletal, M. Friedrich. Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung und Lebensmittelforschung. BALUF–ST–KLAER. 88, März 1989.

[5] Tschernobyl und die Folgen für Österreich 1986, Neuauflage 1990; Umweltbundesamt (Monographien, Bd. 1)

4.3.2 Messung des Tritiumgehaltes im Niederschlag

Die Isotopenverhältnisse in den Wassermolekülen des Wasserkreislaufs sind Indikatoren für die Herkunft und das Alter von Wässern. Je nach Fragestellung werden die Isotope Deuterium (H^2), Sauerstoff–18 (O^{18}) oder Tritium (H^3) gemessen. Tritium wird unter natürlichen Bedingungen nur in sehr geringem Maß gebildet. In der Zeit der atmosphärischen Kernwaffenversuche trat es aber in sehr hohen Konzentrationen auf, wodurch die Niederschläge weltweit eine zeitliche Markierung erfahren haben. Die kontinuierliche Erhebung von Niederschlagsdaten, verbunden mit einer mehrmaligen Grundwasseranalyse, ermöglicht u. a. die Berechnung der Verweilzeit des Wassers im Untergrund bzw. im Gebirge.

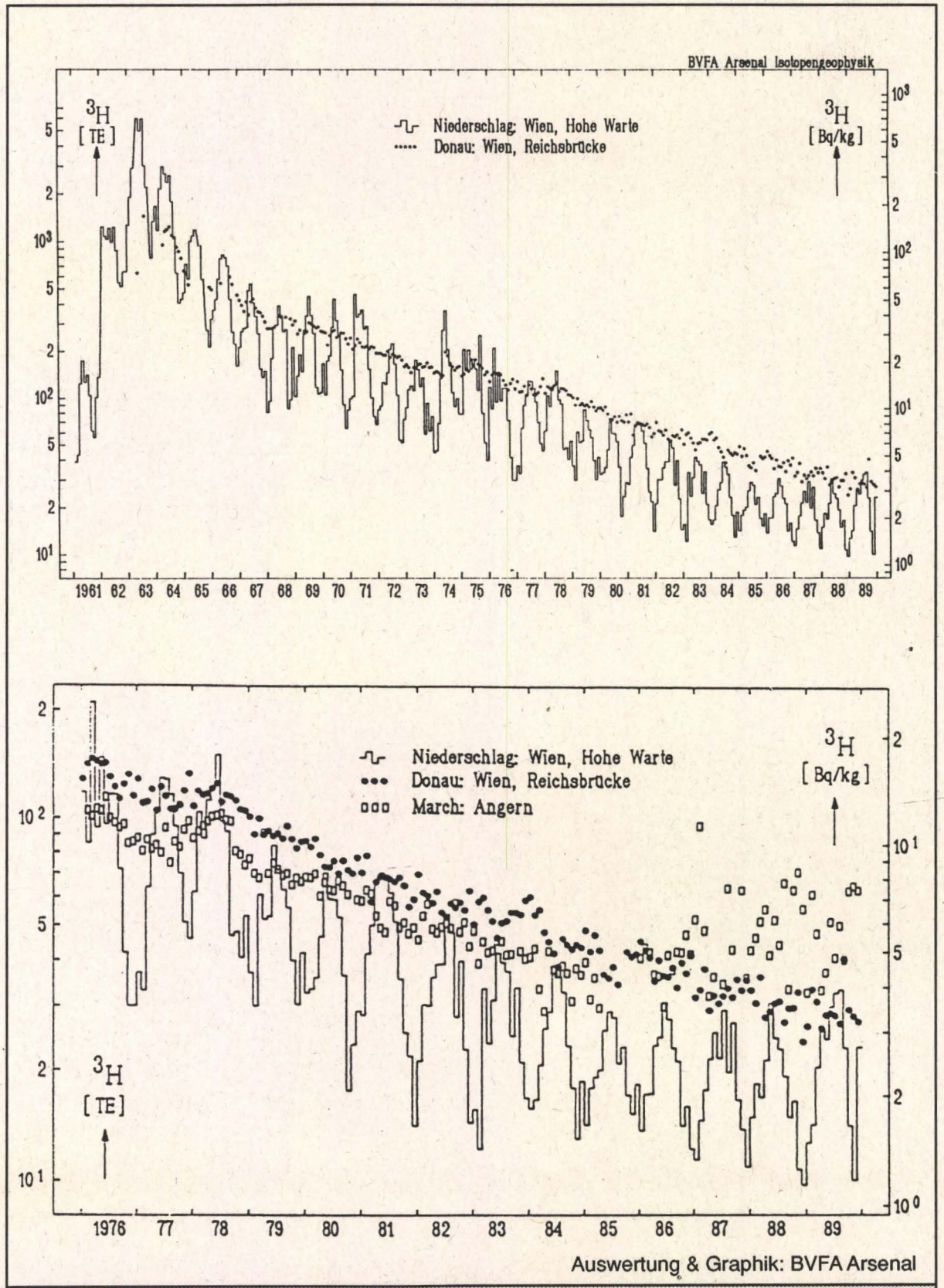


Abb. 4: Langfristiger Verlauf der Tritium–Konzentrationen im Niederschlag und in Oberflächenwässern (Wien–Hohe Warte, Donau, March)

Der langfristige Verlauf der Tritiumkonzentrationen in Niederschlag und Oberflächenwässern in Ostösterreich ist in Abb. 4 dargestellt.

Seit 1973 werden an etwa 70 bestehenden Niederschlagsmeßstellen (vorwiegend im kalkalpinen Raum) monatlich Sammelproben entnommen, da sich herausgestellt hatte, daß die für die Interpretation der Isotopenwerte von Quell– und Grundwasserproben notwendigen Werte der Niederschläge starken regionalen Schwankungen unterworfen sind. Etwa 20 ausgewählte Stationen werden kontinuierlich auf Tritiumgehalte gemessen (s. Abb. 5).

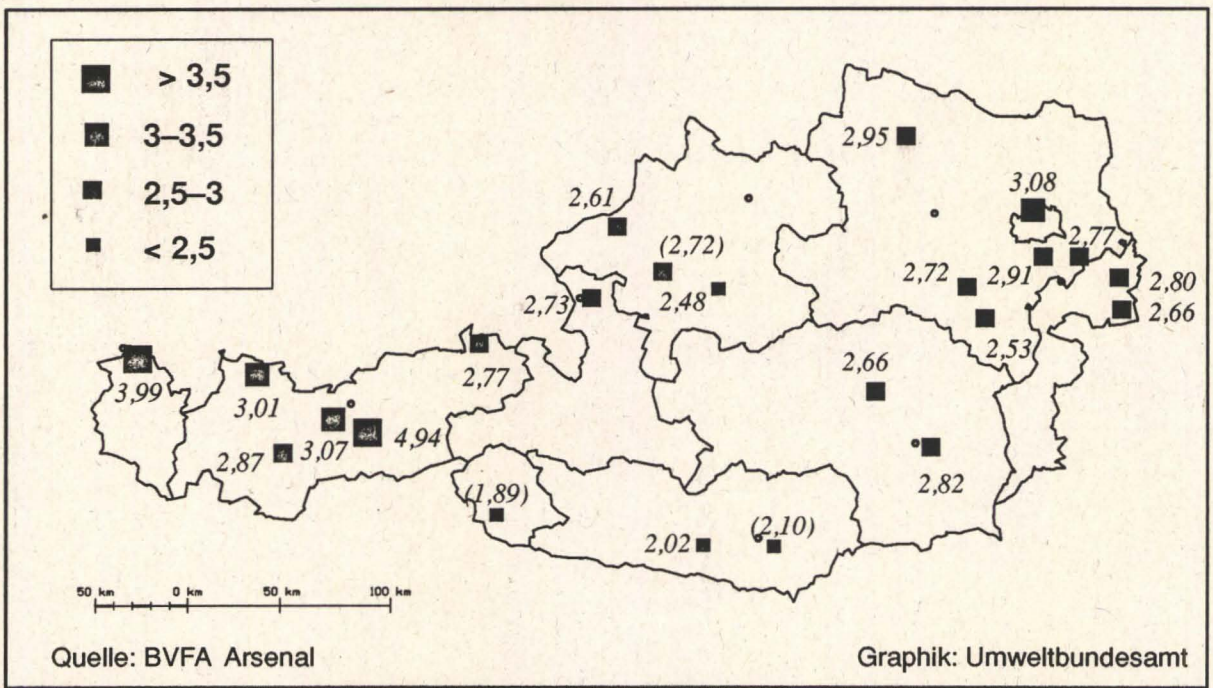


Abb. 5: Meßstationen und Jahresmittelwerte (Bq/kg) für Tritium im Niederschlag (in Klammern: unvollständige Meßwertreihe)

Die Messungen erfolgen durch die Bundesversuchs– und Forschungsanstalt Arsenal. Jene Proben, die nicht im Standardmeßprogramm enthalten sind und die auch nicht im Rahmen anderer Projekte gemessen wurden, sind im Depot des Umweltbundesamtes gelagert und stehen für einschlägige Projekte zur Verfügung.

Nach dem Verbot von Kernwaffenversuchen in der Atmosphäre ging der Gehalt durch die ständige Auswaschung zurück (s. Abb. 4). In weiterer Folge nahm auch der Tritiumgehalt in Oberflächenwässern wieder ab.

Bei zusätzlicher Freisetzung von Tritium durch Abluft oder Abwasser von kerntechnischen oder industriellen Anlagen kann es jedoch wieder zu Anstiegen im Niederschlag bzw. im Oberflächenwasser kommen.

So zeigt der Jahresverlauf für 1989 einiger Meßstationen in Westösterreich insbesondere für April einen auffallenden Anstieg der Werte im Niederschlag (s. Abb. 6), was auf Emissionen aus benachbarten Atomkraftwerken (nördliche Schweiz oder südliche BRD) rückschließen ließe.

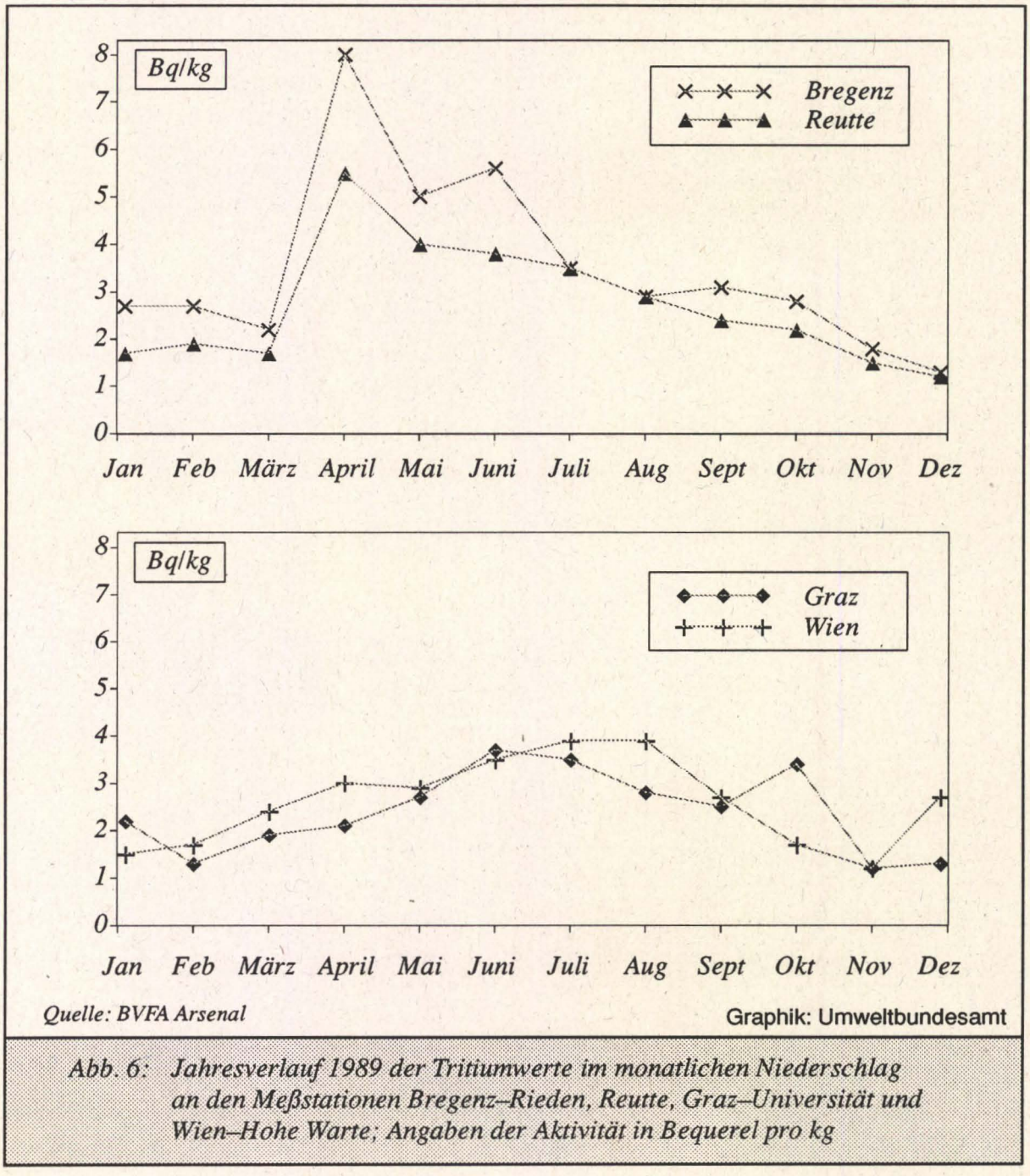


Abb. 6: Jahresverlauf 1989 der Tritiumwerte im monatlichen Niederschlag an den Meßstationen Bregenz–Rieden, Reutte, Graz–Universität und Wien–Hohe Warte; Angaben der Aktivität in Bequerel pro kg

Ein anderes Beispiel ist das Oberflächenwasser der March, die vor 1985 stets niedrigere Tritiumwerte als die Donau aufwies, da ihr Zutritte von Grundwässern längerer Verweilzeit weitgehend fehlen. Ab 1985 kann man starke Konzentrationsanstiege in der March feststellen, die sich nicht aus dem Niederschlag erklären lassen (s. Abb. 4 unten). Der Ursprung muß bei Emittenten jenseits der Staatsgrenze zur CSFR vermutet werden, insbesondere da der erste Block des Kernkraftwerkes Dukovany 1985 in Betrieb ging.

4.4 Kontrolle von Chemikalien

4.4.1 Führung einer Register– und Informationsstelle

Für die vom Chemikaliengesetz erfaßten Stoffe ist eine zentrale Register– und Informationsstelle einzurichten; das Register soll auf Grundlage der vom Hersteller bzw. Importeur übermittelten Unterlagen sowie unter Bedachtnahme auf ähnliche Register im Ausland und auf zusätzliche wissenschaftliche Erfahrungen und Erkenntnisse erstellt werden (§ 41 Abs. 1 ChemG). Die Führung des Registers erfolgt EDV–unterstützt durch die Anmeldestelle im Umweltbundesamt (Abt. Umweltchemikalien): Sämtliche vom (An–)Melder im Formular gemachten Angaben werden EDV–gerecht aufbereitet, in die Datenbank des Chemikalienregisters eingegeben und gespeichert. Korrekturen und Ergänzungen, die sich im Zuge der Bearbeitung der einzelnen Nachmeldungen, Anmeldungen und Meldungen gem. § 5 ChemG ergeben können, werden ebenfalls berücksichtigt.

Tab. 1: Übersicht über die von der Anmeldestelle 1989, 1990 und 1991 (bis 21.5.) neu eröffneten Geschäftsfälle (in Klammer: Zahl der Korrespondenzen)

	Nachmeldungen von "Altstoffen"	Anmeldungen "Neuer Stoffe"	Sonstige Meldungen (§ 5 ChemG): < 1 t/Jahr	Forschung	Export
1989	1371 (40)	1 (3)	63 (19)	0 (0)	0 (0)
1990	– (814)	5 (21)	165 (445)	3 (6)	13 (21)
1991 (bis 21.5.)	– (379)	9 (28)	35 (395)	23 (12)	3 (52)
Summe	1371 (1233)	15 (52)	263 (859)	26 (18)	16 (73)

Quelle: Umweltbundesamt – Chemikalien–Register (ChemReg)

Tab. 2: Übersicht über die von der Anmeldestelle bearbeiteten Geschäftsfälle (Stand 21.5.1991)

	Nachmeldungen von "Altstoffen"	Anmeldungen "Neuer Stoffe"	Sonst. Meldungen (§ 5): < 1 t/Jahr	Forschung	Export
Einlaufstelle:					
Eröffnete Geschäftsfälle	392	2	1	14	0
Geschäftsfälle in Vorbereitung	0	1	11	6	1
In Bearbeitung:					
Bewertung eingereichter Unterlagen	362	4	73	1	5
Offene Nachforderungen	14	3	105	0	3
Bewertung nachgereichter Unterlagen	7	0	2	2	1
Abgeschlossene Fälle:					
Bewertung abgeschlossen	8	2	43	2	5
Administrativ abgeschlossen	65	0	1	0	0
Abgelehnte Geschäftsfälle (*)	523	3	23	1	1

(*) Anträge nicht den Bestimmungen der jeweiligen Verordnung nach Chemikaliengesetz entsprechend

Quelle: Umweltbundesamt – Chemikalien–Register (ChemReg)

Angaben, die ein Betriebs– oder Geschäftsgeheimnis darstellen, sind auf Verlangen des Anmelders bzw. Melders als vertraulich zu behandeln, soweit es sich dabei um Angaben zum Hersteller/Importeur, um die in Verkehr gesetzten Mengen sowie Einzelergebnisse der eingereichten Prüfungsunterlagen handelt.

Die Übermittlung von personenbezogenen Daten – also Daten zu einzelnen Geschäftsfällen – darf gem. § 42 Abs. 3 ChemG nur an Dienststellen des Bundes und der Länder sowie an die Chemikalienkommission und Prüfstellen (sofern sie diese Daten in Vollziehung des Chemikaliengesetzes benötigen), an Ärzte in Ausübung der Heilkunde und an ausländische Behörden zur Abwehr konkreter Gefährdungen für Mensch und Umwelt erfolgen.

Im Berichtszeitraum erstreckte sich die Tätigkeit der Informationsstelle vor allem auf die Auskunftserteilung bezüglich Nachmelde–, Anmelde– und Meldeverfahren (Vorgangsweise, Art und Umfang der einzureichenden Unterlagen etc.), Beantwortung allgemeiner Fragen zum Chemikaliengesetz und den zugehörigen Verordnungen, Auskünfte über Einstufung und Kennzeichnung von Stoffen und Zubereitungen sowie die Bearbeitung von Anfragen zur Nachmeldepflicht bestimmter Stoffe und Stoffgruppen. Diese Informationen wurden zum größten Teil durch Firmen eingeholt, für die das Chemikaliengesetz wirksam geworden war (Nachmeldepflicht bzw. Anmeldepflicht als Hersteller oder Importeur, Einstufungs– und Kennzeichnungspflicht etc.).

Eine weitergehende Inanspruchnahme der Informationsstelle, wie zum Beispiel die direkte Nutzung des Chemikalienregisters durch andere Personenkreise als die vorgenannten Gruppen (also etwa durch wissenschaftliche Institutionen, Verbraucherorganisationen, Privatpersonen, Medien u. a.) ist derzeit aus rechtlichen Gründen nicht möglich. Die Erlassung einer Verordnung über Art und Umfang einer solchen Nutzung auf Grund der Ermächtigung von § 41 Abs. 3 ChemG steht noch aus.

4.4.2 Durchführung des Anmelde– und Meldeverfahrens

Seit Inkrafttreten des Chemikaliengesetzes am 1. Februar 1989 darf ein Hersteller oder Importeur einen "Neuen Stoff" nur in Verkehr setzen, wenn er ihn spätestens 3 Monate vor dem erstmaligen Inverkehrsetzen beim BMUJF angemeldet hat und keine Verbote, Beschränkungen oder Ausnahmen vom Geltungsbereich (§ 3) auf Grund dieses Bundesgesetzes entgegenstehen (Anmeldepflicht). Von der dreimonatigen Wartefrist sind Neue Stoffe ausgenommen, die in einer Jahresmenge < 1 t in Verkehr gesetzt werden sollen (Meldepflicht); solche Stoffe kann der Hersteller oder Importeur unmittelbar nach Erhalt der behördlichen Bestätigung über den Eingang der Meldung in Verkehr setzen.

Die administrativen Aufgaben der Anmeldestelle gemäß ChemG wurden vom BMUJF dem Umweltbundesamt (Abt. Umweltchemikalien) übertragen. Bis Ende des Jahres 1989 wurden 64 Stoffe gemäß § 4 und 5 ChemG (an)gemeldet. Der Bewertung und Beurteilung des eingereichten Datenmaterials zu diesen "Neuen Stoffen" muß auf Grund des gesetzlichen Auftrages gegenüber der Bearbeitung und Bewertung der Nachmeldeunterlagen (s. 4.4.3) Priorität eingeräumt werden.

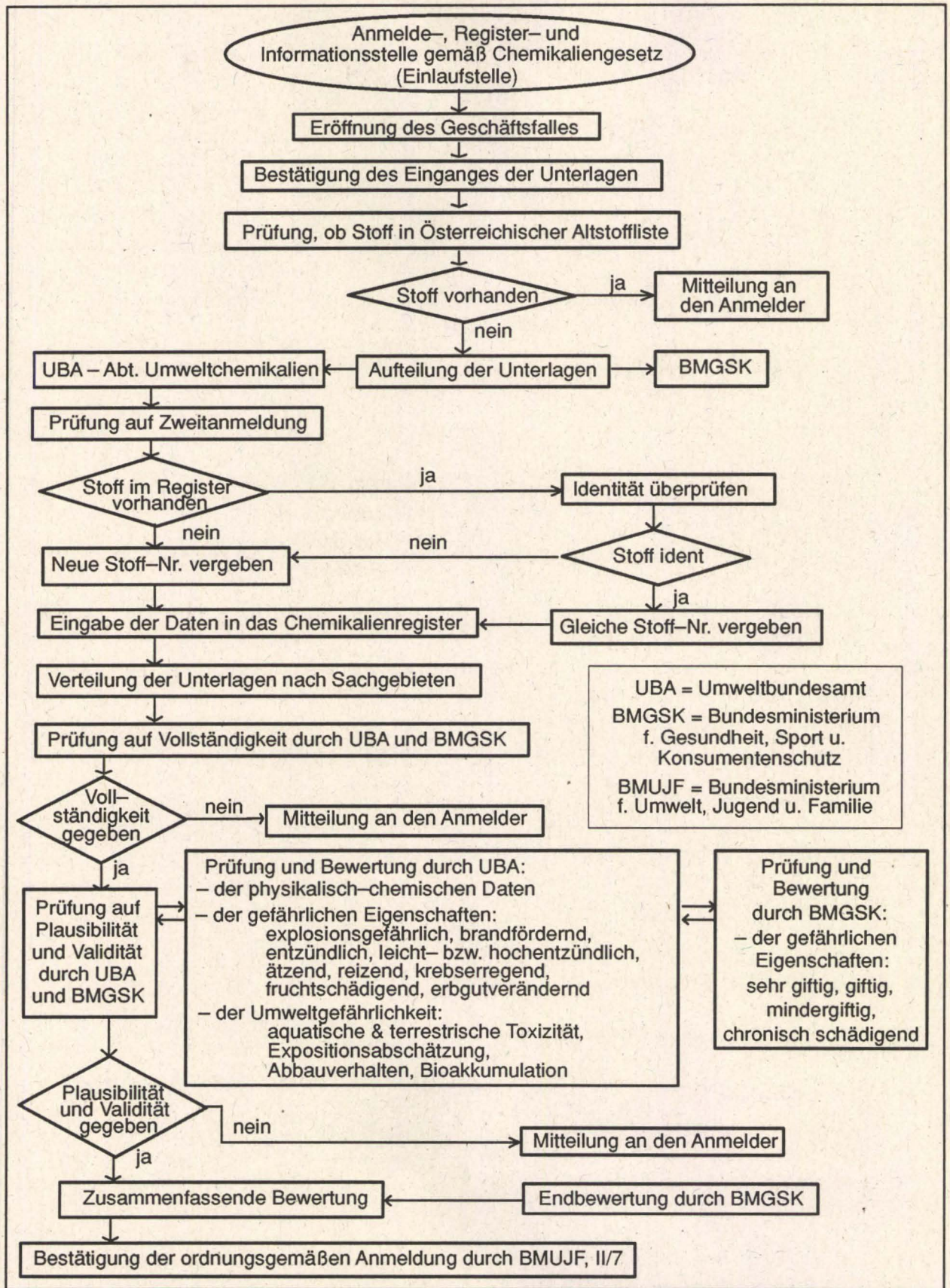


Abb. 1: Anmeldung von "Neuen Stoffen" gem. § 4 Chemikaliengesetz

Nach Einlangen der Anmelde– oder Meldeunterlagen werden diese entsprechend dem Ablaufschema (s. Abb. 1) bearbeitet. Obwohl die Bewertung der eingereichten Unterlagen durch die Anmeldestelle den Schwerpunkt der Bearbeitung darstellt, sollen eingangs kurz die nötigen Verwaltungsvorgänge beschrieben werden, zu deren Erfassung von der EDV–Abteilung des Umweltbundesamtes ein komplexes EDV–Programm entwickelt worden ist.

Die Verwaltungsaufgaben der Anmeldestelle lassen sich in 5 Hauptgruppen zusammenfassen:

- Eröffnung eines Geschäftsfalles: Erfassung des (An–)Melders, der Identität des Stoffes, der Art der (An–)Meldung (s. ChemG § 4, § 5 Abs. 1 Z. 2–5), Vergabe der Geschäftszahl, der Formularnummer, der Stoffnummer, Erfassung der Bearbeitungsfrist, Bestätigung des Eingangs der Unterlagen und Weiterleitung der Unterlagen betr. die Gefahrenmerkmale § 2 Abs. 5 Z 6–8 ChemG (Giftigkeit) an das BMGSK;
- Erfassung der vorwiegend postalischen Ein– und Ausgänge (Nachforderungen, Nachreichungen zu einem Geschäftsfall, allg. Schriftverkehr);
- Erfassung und Überwachung der Mengenmitteilungen gemäß § 11 ChemG;
- positiver oder negativer Abschluß eines Geschäftsfalles gemäß ChemG, Mitteilung an (An)melder;
- Stoffdatenerfassung, Führung des Stoffregisters, Statistische Verarbeitung und Aufbereitung der Daten.

Art und Umfang der *Anmeldeunterlagen* (Grunddatensatz) sind im ChemG (§ 6 und 7) und in der ChemG–Anmeldungs– und PrüfnachweiseV (BGBl. 40/1989) festgelegt. Der Umfang des für die *Meldung* eines Stoffes einzureichenden Datenmaterials ist demgegenüber eingeschränkt (§ 5 ChemG und MeldeV, BGBl. 157/1989), außerdem sieht das ChemG in § 18 Abs. 3 bei nicht hinreichender Kenntnis der gefährlichen Eigenschaften eines nach § 5 ChemG gemeldeten Stoffes die Kennzeichnungsverpflichtung mit "Achtung – nicht vollständig geprüfter Stoff" vor.

Die Validität der vom Anmelder vorzulegenden Ergebnisse der Grundprüfung ist durch die Verwendung international anerkannter, standardisierter Prüfmethoden (v.a. OECD– und EG–Richtlinien) und andere gesetzliche Vorschriften (s. PrüfnachweiseV und Chemikalien–PrüfstellenV, BGBl. 41/1989) weitgehend sichergestellt.

Zur Bewertung der Unterlagen werden diese vom jeweiligen hauptverantwortlichen Sachbearbeiter nach fachlichen Gesichtspunkten an die anderen Sachbearbeiter verteilt. Folgende Daten/Unterlagen werden von der Anmeldestelle durchgesehen und bewertet:

– Angaben zur Identität des (An)melders und des Stoffes,
– Angaben zur Reinheit und zur Stoffbeschaffenheit (phys.–chem. Daten),
– Angaben über die Verwendung, Mengenangaben,
– Angaben zum Herstellungsverfahren,
– Angaben über Verfahren zur schadlosen Beseitigung (auch betr. Folgeprodukte),
– Angaben über die Wiederverwendung oder Verwertung,
– Angaben über die in den Prüfnachweisen der Grundprüfung belegten gefährlichen Eigenschaften.

Bei gefährlichen Stoffen zusätzlich:

– Angaben über die vorgesehene Einstufung,

– Angaben über die bestimmungsgemäße Verwendung,
– Angaben über Sicherheitsvorkehrungen,
– Angaben über Sofortmaßnahmen bei Unfällen,
– Angaben über eine mögliche Brandgefahr, Empfehlung von Löschmitteln etc.,
– Angaben über die vorgesehene Verpackung.

Auf einzelne Punkte dieser Aufzählung soll hier näher eingegangen werden:

Identität des Stoffes:

Die Identität eines Stoffes steht dann eindeutig fest, wenn der Stoff schon im CAS–Register (Chemical Abstracts Service) enthalten ist, zu dem die Anmeldestelle über eine Datenbank (Registry) Zugang hat. Recherchiert werden kann mit Hilfe der CAS–Nummer (wenn vom (An–)Melder genannt), der Summenformel oder mit Hilfe der Bezeichnung von charakteristischen Gruppen des Moleküls. Ist der Stoff noch nicht registriert, muß die vom (An–)Melder angegebene Bezeichnung (nach IUPAC) mit Hilfe der weiters eingereichten Daten und Unterlagen zur Identität (z.B. Spektraldaten) überprüft werden.

Da der im ChemG definierte Stoffbegriff auch die Verunreinigungen bzw. die Hilfsstoffe umfaßt, müssen auch die dazu vorgelegten Daten vollständig sein und gleichermaßen beurteilt werden.

Auch Stoffgemische, die auf Grund von chemischen Reaktionen entstehen oder in der Natur auftreten, gelten als Stoffe. Daraus ergeben sich teilweise andere als die o.g. Identitätskriterien.

Angaben zur Verwendung:

Zur Beurteilung oder Abschätzung einer möglichen Exposition von Mensch und Umwelt gegenüber einer Chemikalie sind Angaben zum Verwendungszweck, zur Verwendungsart, zu Funktion und Wirkungen sowie zum System (offen/geschlossen) zu machen. Ein offenes System liegt dann vor, wenn bei bestimmungsgemäßem Gebrauch mit einer regelmäßigen oder fallweisen Exposition zu rechnen ist.

Bei Anmeldungen werden u.U. die Expositionsdaten für bestimmte Verwendungsarten verlangt; diese sollen z.B. Aufschluß geben über Konzentrationen im Abwasser u.ä.

Angaben über die Stoffbeschaffenheit:

Auch aus den Daten zur Stoffbeschaffenheit lassen sich Rückschlüsse über die Verteilung eines Stoffes in der Umwelt und in Organismen ziehen. Als Beispiele sollen insbesondere Dampfdruck und Wasser– und Fettlöslichkeit sowie der Oktanol/Wasser Koeffizient (logPow) genannt werden.

Einstufung nach gefährlichen Eigenschaften gemäß § 2 Abs. 5 Z 1–5 und 9–15 ChemG:

Die Einstufung eines Stoffes ist vom (An–)Melder in Eigenverantwortung vorzunehmen. Zur *Anmeldung* eines Stoffes müssen der Anmeldestelle alle Prüfberichte der Grundprüfung (§ 7 ChemG) vorgelegt werden. Außerdem sind die Hinweise auf besondere Gefahren (R–Sätze) und Sicherheitsratschläge (S–Sätze) anzugeben.

Die Anmeldestelle bewertet die Unterlagen zu folgenden gefährlichen Eigenschaften: explosionsgefährlich, brandfördernd, hoch–, leicht–, entzündlich, ätzend, reizend, erbgutverändernd, krebserzeugend, chronisch schädigend, und umweltgefährlich. Zum Gefahrenmerkmal "fruchtschädigend" müssen Prüfnachweise erst bei Erreichen der 50 t Jahresmengenschwelle eingereicht werden (§ 10 Abs. 1 ChemG).

Prüfberichte zur Giftigkeit eines Stoffes werden vom BMGSK bewertet (Erstellung und Ergänzung der Giftliste gemäß § 23 ChemG).

Die Bewertung schließt sowohl das Erfassen des (an–)gemeldeten Datenmaterials, die Prüfung auf Vollständigkeit und Glaubwürdigkeit wie auch darüber hinausgehende komplexere Fragestellungen ein. Diese können sich ergeben z.B.

- wenn zur eindeutigen Identitätsfeststellung schwierige Nomenklaturfragen zu lösen sind,
- aus der Art und/oder dem Verwendungszweck des Stoffes (Expositionsabschätzung, mögliche Gefahr für Mensch bzw. Umwelt),
- aus der Nichtanwendbarkeit standardisierter Prüfmethoden (Validität vorgelegter Ergebnisse, Alternativmethoden),
- aus den Prüfergebnissen selber (Fragen der korrekten Einstufung),
- aus der Kenntnis oder dem Verdacht auf gefährliche Eigenschaften des Stoffes, die durch die Grundprüfung nicht erfaßt werden.

Für derartige Fragen muß fallweise der Rat von externen Fachleuten eingeholt werden, in Einzelfällen mit Hilfe von Gutachten. Die zeitliche Beschränkung auf weniger als 3 Monate für die Bewertung der Anmeldeunterlagen ist daher problematisch.

Am Ende der Bearbeitung werden die Ergebnisse zusammengefaßt, von den Sachbearbeitern diskutiert und dann eine endgültige Gesamtbeurteilung erstellt.

Ist der angemeldete Stoff akut oder chronisch giftig, so werden auch die Begutachtungsergebnisse des BMGSK eingeholt und zusammen mit denen des BMUJF (Anmeldestelle) dem Anmelder zur Kenntnis gebracht.

Der Anmelder erhält von der Anmeldestelle entweder die Bestätigung über die ordnungsgemäße Anmeldung (gemäß § 8 Abs. 2 ChemG) oder eine Mitteilung über die erforderlichen Ergänzungen oder Berichtigungen (gemäß § 8 Abs. 3 ChemG). Nach deren Einlangen ergeht ebenfalls o.g. Bestätigung an den Anmelder, woraufhin der Stoff in Verkehr gesetzt werden darf.

4.4.3 Durchführung des Nachmeldeverfahrens

Der § 57 des ChemG legt in Abs. 2 fest, daß dem BMUJF jene Stoffe schriftlich zu melden sind, die als solche oder als Bestandteil einer Zubereitung innerhalb der letzten sieben Jahre vor dem Inkrafttreten des ChemG im Bundesgebiet in Verkehr gesetzt worden und nicht im Europäischen Altstoffverzeichnis (European Inventory of Existing Commercial Chemical Substances, EINECS) enthalten sind. Ziel dieser Nachmeldepflicht ist die Erstellung der Österreichischen Altstoffliste gemäß § 12 Abs. 1 ChemG. Ausnahmen von der Nachmeldepflicht sind in § 2 der NachmeldeV (BGBl. 39/1989) genannt. Art und Umfang der Nachmeldeunterlagen sind in § 3 der NachmeldeV festgelegt.

Die Durchführung des Nachmeldeverfahrens erfolgt durch die Anmeldestelle im Umweltbundesamt (Abt. Umweltchemikalien). Die damit verbundenen umfangreichen Verwaltungsaufgaben sind weitgehend identisch mit den für Anmeldungen und Meldungen beschriebenen.

Es entfallen lediglich die Koordination mit dem BMGSK (eigenes Nachmeldeverfahren zur Giftliste) und die Bearbeitung der Mengenmitteilungen (§ 11 ChemG gilt nur für Neue Stoffe).

Innerhalb der gesetzlichen Frist (1. Februar bis 31. Oktober 1989) wurden der Anmeldestelle 1371 Stoffe nachgemeldet.

Im Unterschied zu Anmeldungen und Meldungen muß für nachgemeldete Stoffe ein Nachweis der Inverkehrsetzung für den Zeitraum 1.2.1982 – 31.1.1989 vorgelegt werden (§ 57 Abs. 2 ChemG). Nachgemeldete Stoffe, deren Inverkehrsetzung nicht nachgewiesen ist, sind als "Neue Stoffe" anzusehen und vor einer (neuerlichen) Inverkehrsetzung anzumelden oder zu melden.

Art und insbesondere Umfang der geforderten Daten und Unterlagen sind gegenüber jenen, die für eine Anmeldung oder Meldung gemäß § 4 oder 5 ChemG vorgelegt werden müssen, stark eingeschränkt; z.B. müssen die den Prüfnachweisen zugrundeliegenden Prüfungen nicht nach den OECD–Grundsätzen der "Guten Laborpraxis" durchgeführt sein und die Vorlage *bestimmter* Angaben und Unterlagen kann dann entfallen, wenn diese Angaben und Unterlagen nicht vorhanden sind und ihre Beschaffung nicht zumutbar ist.

Für einzelne Angaben und Unterlagen gilt (Beispiele):

– *Stoffbeschaffenheit:* Während für eine Anmeldung autorisierte Prüfberichte einzureichen sind, genügen für eine Nachmeldung die Angaben zur Stoffbeschaffenheit und die genauen Beschreibungen der Nachweis– und Bestimmungsmethoden, d.h. bei Verwendung international anerkannter, standardisierter Methoden genügt deren Nennung.

– *Einstufung nach § 2 Abs. 5 ChemG:* Ein nachgemeldeter Stoff muß vom Nachmelder eingestuft sein, soweit ihm die gefährlichen Eigenschaften gemäß § 2 Abs. 5 ChemG bekannt sind. Die Prüfnachweise, die die gefährlichen Eigenschaften belegen, müssen der Behörde vorgelegt werden. Außerdem sind die Hinweise auf besondere Gefahren (R–Sätze) und Sicherheitsratschläge (S–Sätze) anzugeben.

Die Vorlage der Prüfnachweise kann bei Nachmeldungen entfallen, wenn die Anmeldung und Einstufung des Stoffes in einem in der StaatenV (BGBl. 5/1988) bezeichneten Staat nachgewiesen wird.

Fast alle der Anmeldestelle vorgelegten Nachmeldeunterlagen sind unvollständig; in vielen Fällen wurden Stoffe nur unter Angabe der Handelsbezeichnung ohne sonstige Angaben zur Identität, Stoffbeschaffenheit und Gefährlichkeit nachgemeldet. Entsprechend zeitaufwendig gestaltet sich für die Anmeldestelle das Einholen der nötigen Ergänzungen gemäß den Bestimmungen der NachmeldeV.

Obwohl das Fehlen einer gesetzlichen Regelung vor Inkrafttreten des ChemG das Nichtvorhandensein von Daten teilweise erklärt, ist anzumerken, daß die Legisvakanz des ChemG 1 1/2 Jahre betrug und daß ein erheblicher Anteil der nachgemeldeten Stoffe in diesem Zeitraum erstmalig in Verkehr gesetzt wurde. 98% der Nachmeldungen (1351 Stoffe) sind erst im Oktober 1989, dem letzten Monat der Nachmeldefrist, bei der Anmeldestelle eingegangen.

Abgesehen von der Qualität der eingereichten Unterlagen ergeben sich bei der Bearbeitung immer wieder Probleme aufgrund der zeitlichen Verschiebung zwischen dem Inkrafttreten von vergleichbaren Bestimmungen in der Chemikaliengesetzgebung in Österreich und

im Ausland: Stoffe, die z.B. in der BRD der dortigen Anmeldebehörde als Neue Stoffe ohne Gefahreneinstufung "mitgeteilt" worden bzw. mit der Kennzeichnung "Achtung – nicht vollständig geprüfter Stoff" in Verkehr gebracht worden sind, wurden in Österreich als Altstoffe nachgemeldet. Das Österreichische ChemG schreibt klar vor, daß ein nachgemeldeter Stoff, sobald er auf österreichischem Bundesgebiet in Verkehr gesetzt wird, entsprechend den bekannten gefährlichen Eigenschaften eingestuft und gekennzeichnet sein muß, sowie daß die o.a. Kennzeichnung nur für Neue Stoffe vorzusehen ist.

Ein weiteres Problem stellen Stoffe dar, die während der für eine Nachmeldung maßgeblichen sieben Jahre (s.o.) nur einmal in geringer Menge als Mustersendung in Verkehr gesetzt worden sind; in manchen derartigen Fällen existiert der nachgemeldete Stoff nur noch auf dem Papier, und die Nachmeldeunterlagen sind zwangsläufig unvollständig (eine Neusynthese und/oder ein Neuimport des Stoffes einzig zum Zweck der Vervollständigung der Nachmeldedaten – inkl. Prüfungen – wäre unsinnig und nicht zumutbar). In begründeten Fällen wird nach eindeutiger Klärung der Sachlage eine Abweisung der Nachmeldung ohne weitere Verfolgung für angebracht gehalten. Wie schon erwähnt, folgt daraus die Nichtaufnahme des Stoffes in die Österreichische Altstoffliste und – bei einer neuerlichen Inverkehrsetzung – die (An–) Meldepflicht als "Neuer Stoff" gemäß ChemG.

Wird ein Stoff in die Österreichische Altstoffliste aufgenommen, bedeutet dies nicht, daß die vorliegenden wissenschaftlichen Erkenntnisse zur Beurteilung seiner Gefährlichkeit ausreichen (müssen). Für jene in Österreich in Verkehr befindlichen Stoffe, für die dies nicht der Fall ist, kann das BMUJF im Rahmen der Altstoffliste ein gesondertes Verzeichnis führen (Österreichischer Altstoffkataster, § 12 Abs. 2 ChemG) und durch Verordnung Hersteller und Importeure verpflichten, jene Daten und Informationen bekanntzugeben, die zur Feststellung allfälliger Gefährlichkeitsmerkmale gemäß § 2 Abs. 5 ChemG und zur Beurteilung der Exposition von Mensch und Umwelt gegenüber diesen Stoffen erforderlich sind.

4.4.4 Altstoffkataster

Im Rahmen der Altstoffliste soll ein gesondertes Verzeichnis jener in Österreich in Verkehr befindlichen Stoffe geführt werden, über die keine ausreichenden wissenschaftlichen Erkenntnisse zur Beurteilung ihrer Gefährlichkeit vorliegen (§ 12 Abs. 2 ChemG). Zur Vorbereitung dieses Österreichischen Altstoffkatasters wurde am Umweltbundesamt (Abt. Umweltchemikalien) eine Altstoffdatenbank eingerichtet und ein Probebetrieb mit einer begrenzten Anzahl von Stoffen aufgenommen. Ziel dieser Datenbank ist die Sammlung sämtlicher relevanten Daten zur Charakterisierung, Gefährlichkeit und Handhabung von Stoffen sowie die möglichst einfache und rasche Abfrage dieser Informationen.

Die Einteilung erfolgt in 132 Datenfelder, die sich ihrerseits zu folgenden Begriffen zusammenfassen lassen:

- Bezeichnung und Identität
- Reinheit, Verunreinigungen
- Physikalisch–chemische Eigenschaften
- Exposition
- Vorkommen in der Umwelt
- Abbauverhalten
- Bioakkumulation und Mobilität

- Ökotoxikologie
- Toxikologie
- Schutzmaßnahmen
- Entsorgung
- Gefahreneinstufung und Kennzeichnung
- Weitere gesetzliche Regelungen
- Zusätzliche Datenquellen
- Bearbeitungsstatus (national/ international)
- Literaturangaben.

Seitens der Abt. Umweltchemikalien erfolgte im Berichtszeitraum die Erstellung der Datenbank–Struktur sowie die fachlichen Vorarbeiten für die EDV–gemäße Übernahme von Daten aus anderen Quellen.

Bei der Erstellung der Datenbank–Struktur war der äußerst unterschiedliche Wissensstand bezüglich der einzelnen Stoffe zu berücksichtigen: Einerseits sollte damit die Möglichkeit einer umfassenden Stoffinformation geboten werden (soweit diese Information überhaupt vorhanden ist); es galt also festzulegen, welche Dateninhalte aufzunehmen und unter welchen Gesichtspunkten diese zu ordnen sind. Andererseits mußte der Aufbau so erfolgen, daß auch der Zugriff auf einzelne Daten möglichst einfach erfolgen kann, um so eine rasche und zuverlässige Beurteilung eines Stoffes sowohl unter dem Aspekt der Umweltrelevanz als auch unter anderen Gesichtspunkten (z.B. Schutzmaßnahmen, Entsorgung etc.) zu ermöglichen.

Auf Grund der großen Zahl der in Verkehr befindlichen Altstoffe ist die Erstellung einer stoffbezogenen Faktendatenbank nur dann sinnvoll, wenn die in anderen Quellen bereits gesammelten Daten miteinbezogen werden. Daher bestand die Notwendigkeit, die Strukturen vorhandener Datenbanken zu berücksichtigen, um so die Möglichkeit einer direkten Übernahme relevanter Daten zu schaffen (z.B. EINECS, Stoffliste (BGBl. 208/89 Anh.A), Giftliste (BGBl. 209/89 Anh.), EXICHEM, ausländische Datenbanken).

4.5 Kontrolle und Behandlung gefährlicher Abfälle

4.5.1 Einrichtung eines Abfalldatenverbundes

In Österreich ist am 1. Juli 1990 das Abfallwirtschaftsgesetz (AWG) in Kraft getreten. Im § 38 des AWG ist der Abfall–Datenverbund (AbfDV) verankert. Ziel des AbfDV ist die Schaffung einer bundesweit aktuellen Datenbasis, welche die Grundlage für eine effiziente Kontrolle der gefährlichen Abfälle von der Erzeugung bis zur Behandlung und für die Planung von Entsorgungs– und Recyclingkapazitäten bilden soll. Der Datenverbund verwaltet weiters Daten über Import und Export von Abfällen und bietet für etwaige internationale Abkommen eine Schnittstelle zur grenzüberschreitenden Verfolgung von Abfällen.

Im folgenden wird vor allem auf die Funktionsweise des Abfall–Datenverbundes näher eingegangen und ein Resümee aus den bisherigen Erfahrungen gezogen.

Im Jahr 1990 wurden in Österreich rd. 200.000 Tonnen von gefährlichen Abfällen produziert, die außerhalb des Erzeugerbetriebs behandelt werden. Die Zahl der (nach Begleitscheinmeldungen) tätigen Abfallerzeuger beläuft sich auf ca. 14.000. Mit Stand März 1991 waren in Österreich 208 Abfallsammler und / oder –behandler gemeldet. Transporte zwischen den Abfallbesitzern wurden im Jahr 1990 auf ca. 120.000 Begleitscheinen dokumentiert. Die genannten Zahlen beziehen sich auf die im Datenbestand des AbfDV erfaßten Mengen.

Konzeption des Abfall–Datenverbundes

Zur Bewältigung dieser enormen Datenmengen beauftragte die Bundesministerin für Umwelt, Jugend und Familie das Umweltbundesamt im Rahmen seiner Verpflichtung nach § 38 des AWG, einen Datenverbund zur EDV–Unterstützung der mit dem Vollzug des Abfallgesetzes betrauten Behörden zu erstellen. Folgender Soll–Zustand wurde vorgegeben:

- Lokale Datenerfassung und –verarbeitung bei allen Ämtern der Landesregierungen;
- Regelmäßiger bundesweiter Datenaustausch per Datex–P unter Benützung einer Datenaustauschzentrale;
- Zugriff für jeden Landeshauptmann auf sämtliche Daten, die in den Datenverbund eingespeist wurden;
- Datenaustauschzentrale (des Bundes) mit Verfügung über sämtliche Daten des gesamten Bundesgebietes;
- Mehrplatzfähige Computersysteme mit bundesweit einheitlicher Software–Unterstützung bei jedem Amt der Landesregierung (vom Bund zur Verfügung gestellt);
- Umfangreiche Datenbearbeitungsmöglichkeiten mit Ausweitung der den einzelnen Ämtern der Landesregierung bereits jetzt zur Verfügung stehenden Listen– und Statistikmöglichkeiten (z. B. Lagerbuchhaltung pro Firma, Abfallströme zwischen politischen Einheiten);
- Unterstützung der Kontakte zwischen Behörde und Abfallbesitzern durch integrierte Aktbearbeitung;
- Datenübermittlung über Datex–P oder elektronische Speichermedien für Abfallbesitzer, die ihre Begleitscheindaten bereits EDV–mäßig aufbereitet haben. Dadurch entfällt die Erfassungsarbeit bei den Ämtern der Landesregierung und der Verwal-

tungsaufwand bei den Abfallbesitzern;

– Verwaltung der beim Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie anfallenden Import– und Exportgenehmigungen inklusive Weiterleitung an die Ämter der Landesregierung.

Gesetzliche Verankerung

Ein dem oben angeführten Soll–Zustand entsprechender Abfalldatenverbund ist im AWG durch § 38 Abs. 1 vorgesehen, nach dem der Bundesminister für Umwelt, Jugend und Familie einen Datenverbund zur Kontrolle von Art, Menge, Herkunft und Verbleib der Abfälle einzurichten hat. Der Landeshauptmann hat die von den Abfallbesitzern gemeldeten Daten im Datenverbund automationsunterstützt zu ermitteln, zu verarbeiten und dem Bundesminister für Umwelt, Jugend und Familie zur Verfügung zu stellen. Jeder Landeshauptmann hat im Rahmen des Datenverbundes Zugriff auf alle Daten im Datenverbund.

Der Bundesminister für Umwelt, Jugend und Familie stellt den Bundesländern für den Datenverbund Datenendgeräte zur Verfügung und trägt die Kosten für Instandhaltung und Betrieb.

Daten, die Altöle betreffen, sind dem Bundesminister für wirtschaftliche Angelegenheiten zur Verfügung zu stellen.

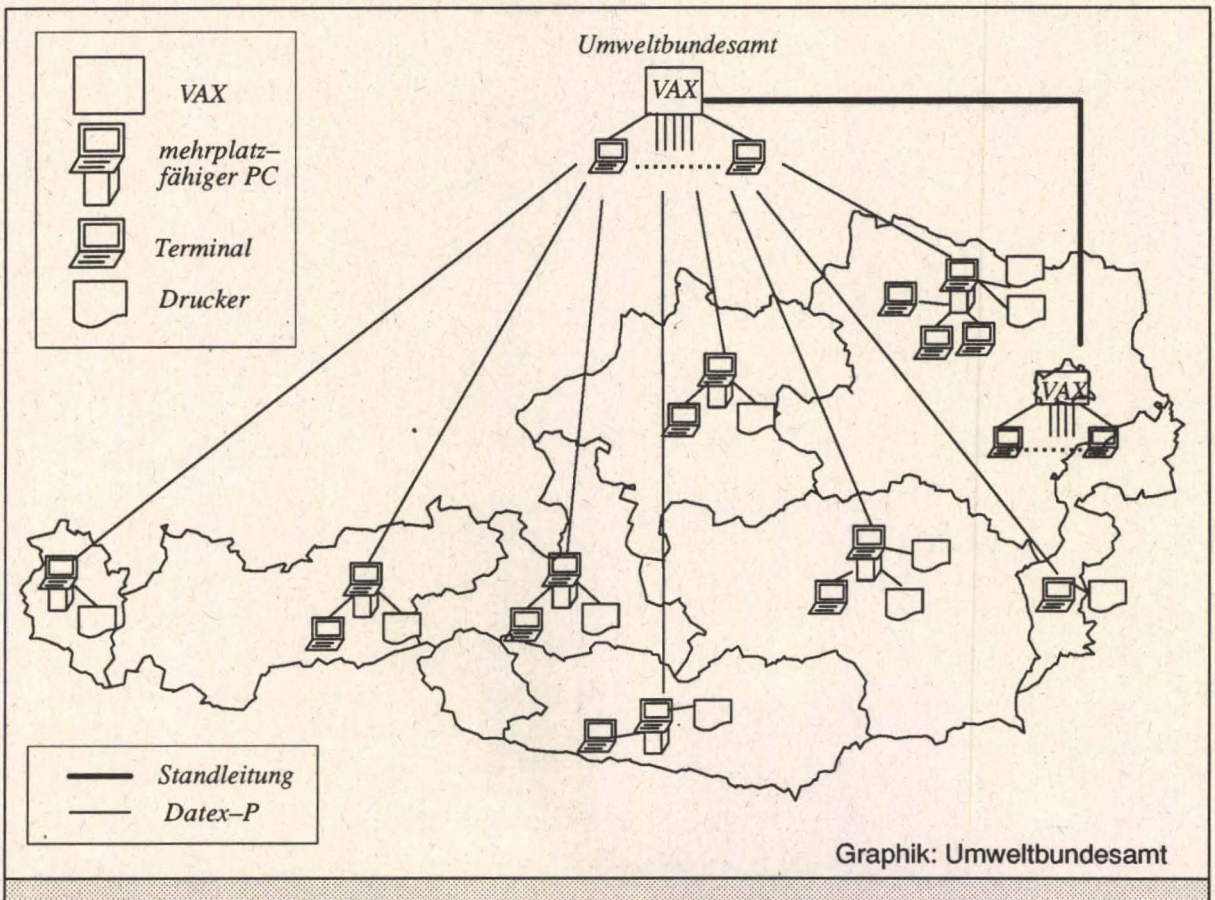


Abb. 1: Struktur des österreichischen Abfalldatenverbundes

Ablaufschema der Kontrolle von gefährlichen Abfällen im Datenverbund

(a) Legistische Grundlagen

Abfallerzeuger, bei denen gefährliche Abfälle anfallen, haben diesen Umstand nach § 4 der Abfall–Nachweisverordnung dem jeweiligen Landeshauptmann zu melden. Diese Meldung hat Informationen über die erzeugten Abfälle zu enthalten.

Wer die Tätigkeit eines Abfallsammlers oder Abfallbehandlers ausüben will, bedarf nach § 15 des AWG einer Erlaubnis des Landeshauptmannes. Darin wird angeführt, für welche Abfallarten die Genehmigung zum Sammeln oder Behandeln erteilt wird.

Nach § 5 der Abfall–Nachweisverordnung hat jeder Abfallbesitzer Art, Menge, Herkunft und Verbleib von gefährlichen Abfällen durch Begleitscheine nachzuweisen.

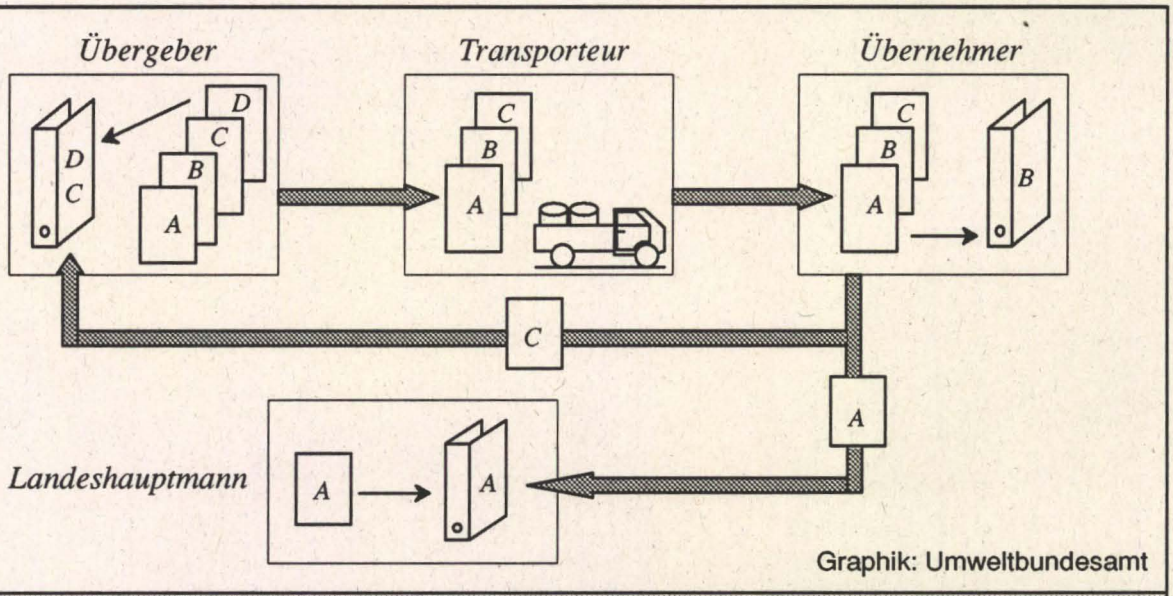


Abb. 2: Begleitscheinsystem nach Abfall–Nachweisverordnung

In der Novellierung der Abfall–Nachweisverordnung, die am 15. Februar 1991 in Kraft getreten ist, wird die Handhabe der Begleitscheine wie folgt vorgeschrieben (Abb. 2):

Der Begleitschein besteht aus 4 durchschreibfähigen Scheinen. Er muß spätestens bei der physischen Übergabe des Abfalls an den Transporteur mit den erforderlichen Daten ausgefüllt sein. Der Übergeber erhält für seine Aufzeichnungspflicht den Schein D (unterster Schein). Die Scheine A, B und C müssen beim Transport mitgeführt werden. Schein B bleibt nach vollständiger Ausfüllung (allenfalls Korrektur) zur Erfüllung der Nachweispflicht beim Übernehmer. Schein C wird an den Übergeber retourniert (insbesondere zur Kenntnisnahme von Korrekturen). Schein A (oberstes Blatt) ist innerhalb von drei Wochen an den für den Übernehmer zuständigen Landeshauptmann zu übermitteln.

Bei jeder Übergabe ist ein neuer Begleitschein auszustellen (Mehrkreissystem). Für Abfallübernehmer mit besonders hohem Aufkommen an Begleitscheindaten besteht die Möglichkeit, nicht den Begleitschein (Durchschlag A) als solchen, sondern die Daten des Begleitscheines

auf elektronischem Weg dem jeweils zuständigen Landeshauptmann zu übermitteln.

(b) Datenerfassung und Datenaustausch

Die Firmen– und Begleitscheindaten werden beim Landeshauptmann durch EDV erfaßt, kontrolliert, an das Umweltbundesamt über Datex–P (gesicherte Datenübermittlung im Fernmeldenetz der Österreichischen Post– und Telegraphenverwaltung) weitergeleitet und ausgewertet.

Bei Transporten von gefährlichem Abfall, der die Bundesländer überschreitet, werden die Begleitscheindaten vom Umweltbundesamt an den Landeshauptmann des Bundeslandes (über Datex–P) übermittelt, in dem der gefährliche Abfall übergeben wurde.

Die Struktur der dabei anfallenden Datenmengen ist in Abb. 3 u. 4 dargestellt.

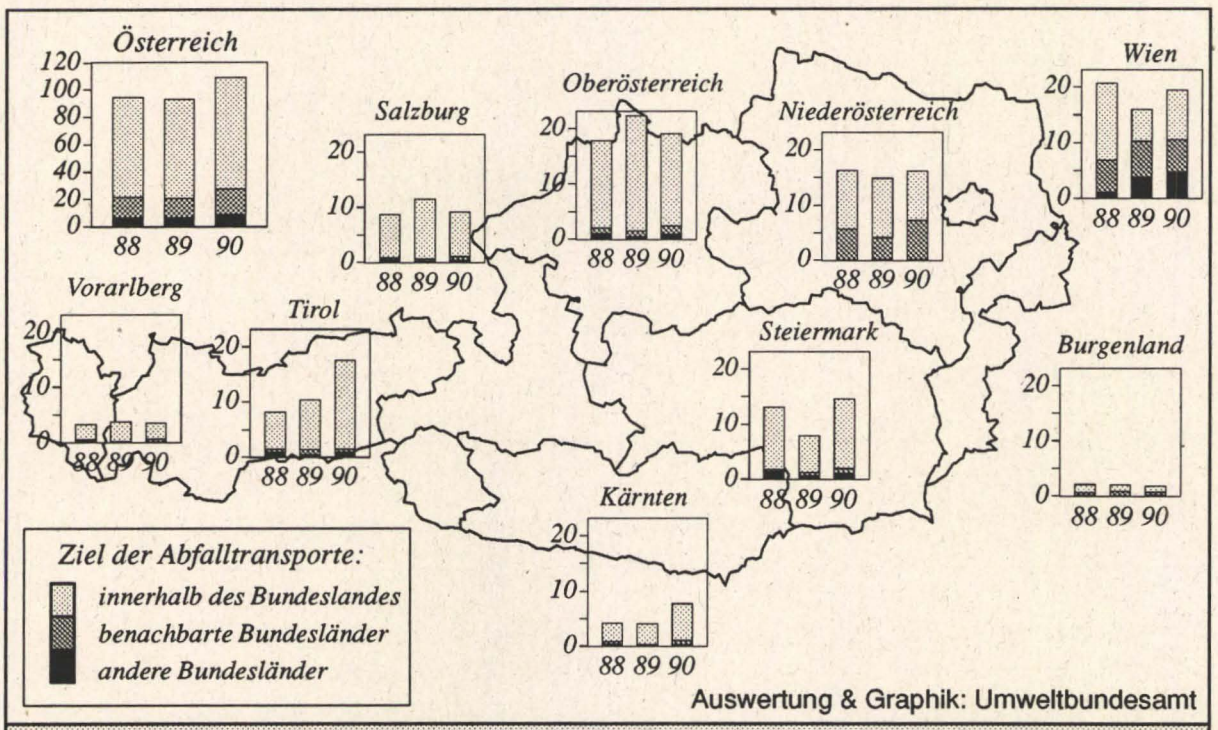


Abb. 3: Anzahl und Ziel der von den Bundesländern ausgehenden Transporte gefährlicher Abfälle 1988–1990 (Begleitscheine in Tausend Stück)

(c) Datenverarbeitung in den Bundesländern

Da im Bundesland Burgenland nur eine geringe Menge an Abfalldaten anfällt, wird dieser Datenbestand direkt am Umweltbundesamt mitverwaltet.

Alle anderen Bundesländer verfügen über eine lokale Datenbank, in der Genehmigungen für Abfallsammler und –behandler, Meldungen der Abfallerzeuger, Begleitscheine, Import– und Exportgenehmigungen und Daten über Briefkontakte gespeichert sind.

Daten können eingegeben, verändert, nach Kriterien ausgedruckt, statistisch ausgewertet und zum Umweltbundesamt gesendet bzw. vom Umweltbundesamt empfangen werden.

Eine weitere wesentliche Unterstützung der Verwaltungsarbeit bietet die im Programmpaket integrierte Aktbearbeitung,

die dem Briefverkehr zwischen den Ämtern der Landesregierungen und Abfallbesitzern dient (Beispiel: Anhand der Daten eines Begleitscheines kann automatisch ein entsprechendes Schriftstück erstellt werden, falls der Übernehmer keine Genehmigung für die Übernahme der angeführten Abfallart besitzt).

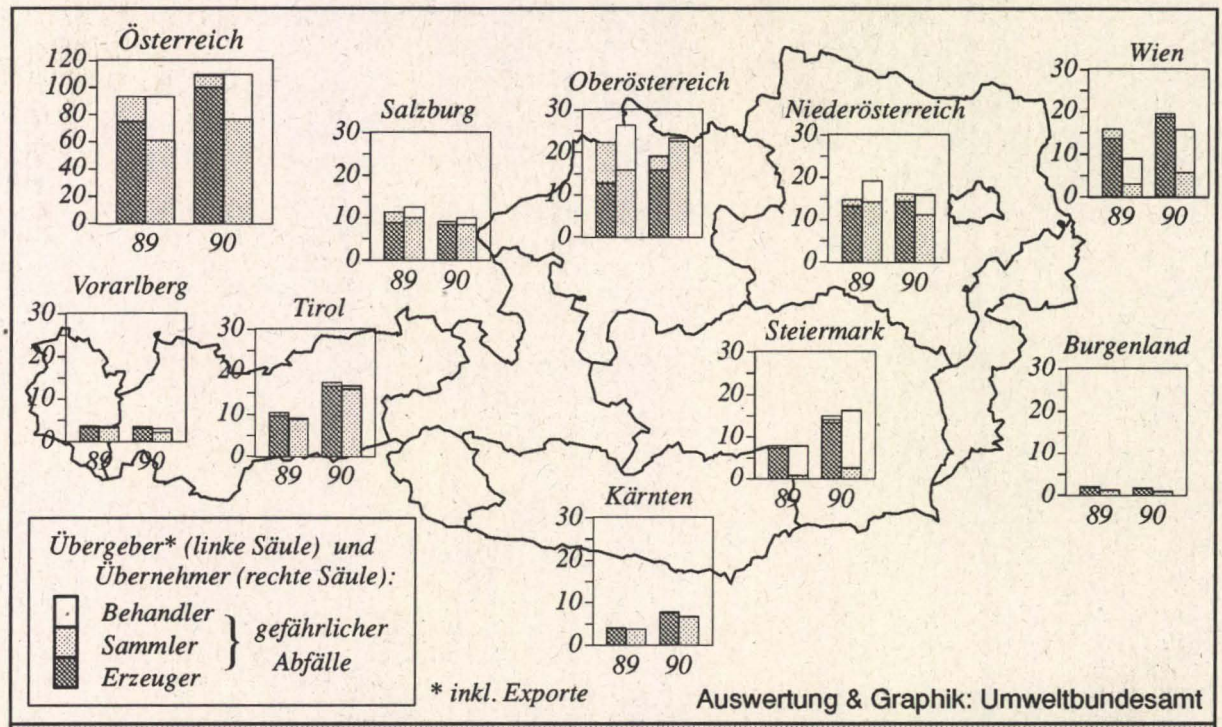


Abb. 4: Übergebene und übernommene Transporte gefährlicher Abfälle 1989 und 1990 (Begleitscheine in Tausend Stück)

(d) Datenverarbeitung im Umweltbundesamt

Das Umweltbundesamt verfügt aufgrund des Datenaustausches über eine Datenbank, in der die Genehmigungen für Abfallsammler und –behandler, Meldungen der Abfallerzeuger und Begleitscheine des gesamten Bundesgebietes gespeichert sind.

Daten können eingegeben, verändert, nach Kriterien ausgedruckt, statistisch ausgewertet und an die Bundesländer gesendet bzw. von den Bundesländern empfangen werden.

Der Datenaustausch zwischen Bundesländern und Umweltbundesamt unterliegt einem genauen Protokoll, sodaß das Umweltbundesamt und die Bundesländer täglich über den Echtbestand der Abfalldaten verfügen und die einzelnen Datenbanken untereinander konsistent bleiben.

Am Umweltbundesamt werden Daten über Import– und Exportgenehmigungen von gefährlichen Abfällen erfaßt und den Ämtern der Landesregierungen zur Verfügung gestellt. Weiters werden Begleitscheindaten von Transporten, die Bundeslandgrenzen überschreiten, an das Zielbundesland weitergeleitet.

Auswertungsmöglichkeiten für alle Abfallarten

Durch Auswertung der geschaffenen Datengrundlage können Statistiken z.B. zu folgenden Themen erstellt werden:

- Abfallströme zwischen politischen Einheiten (Bezirken, Ländern etc.),
- Meldungen von Abfallerzeugern und Genehmigungen von Abfallsammlern und –behandlern,
- effektiv erzeugte bzw. behandelte Abfallmengen.

Erweiterungsmöglichkeiten

Bei internationalen Übereinkommen bezüglich des Austausches von Abfalldaten können Import– und Exportdaten EDV–gerecht bereitgestellt werden.

Resümee

Die technischen Probleme bei der Erstellung eines bundesweiten Datenverbundes, der auf verteilten Datenbanken und unterschiedlichen Rechnersystemen basiert, wurden bei Beginn der Entwicklungstätigkeit unterschätzt. Dies führte zu einer nicht unwesentlichen Verzögerung der Aufnahme des Echtbetriebes. Weiters erwies sich die Übernahme von alten Datenbeständen aufgrund von Datenfehlern als sehr aufwendig.

Mittlerweile konnte ein stabiler Betrieb des Datenverbundes erreicht werden. Der Datenaustausch zwischen den Ämtern der Landesregierungen und dem Umweltbundesamt ist jederzeit auf Initiative des Landes möglich.

Pro Monat werden ca. 120.000 Datensätze mit Firmen– und Begleitscheindaten zwischen den Ämtern der Landesregierungen und dem Umweltbundesamt ausgetauscht.

Die Ämter der Landesregierung haben Zugriff auf den Gesamtdatenbestand und auf Auswertemöglichkeiten des Umweltbundesamtes.

Der Datenerfassungsaufwand und –rückstand (Ende April 1991 ca. 17.000 noch nicht erfaßte Begleitscheine aus dem Jahr 1990) der Ämter der Landesregierungen hat durch die Ausweitung des Geltungsbereiches des Abfallwirtschaftsgesetzes wesentlich zugenommen. Die Übermittlung von Begleitscheindaten per Diskette befindet sich noch im Teststadium, wird aber bereits im ersten Halbjahr 1991 zu einer Unterstützung des Datenerfassungspersonals führen.

Der Briefverkehr zwischen Ämtern der Landesregierung und den Abfallbesitzern wurde durch die integrierte automatische Aktbearbeitung bedeutend erleichtert.

Die Dunkelziffer an Abfallerzeugern, die ihre Tätigkeit nicht dem zuständigen Amt der Landesregierung gemeldet haben, wird mit Unterstützung der automatischen Aktbearbeitung durch gezieltes Anschreiben sämtlicher Firmen ausgewählter Branchen reduziert.

Die geographische Darstellbarkeit von erzeugten und transportierten Abfallmengen bis auf Gemeindeebene ist durch automatische Verkettung der Firmenadressen mit einer Gemeindekennzahl ermöglicht worden.

Das bundesweit einheitliche Softwaresystem erleichtert die Weiterentwicklung des Datenverbundes bei Auftreten von zusätzlichen Auswertungswünschen.

Die das Jahr 1990 betreffenden Begleitscheindaten wurden bis April 1991 zu 92 % von den Ämtern der Landesregierungen erfaßt und sind statistisch repräsentativ für den bundesweiten Bestand. Daher sind vorläufige Auswertungen über die in Österreich gemäß AWG gemeldeten Daten durch den Abfalldatenverbund ermöglicht worden.

Einschränkungen der Aussagekräftigkeit der im Datenverbund enthaltenen Daten ergeben sich insbesondere durch

- in der Praxis schwer überprüfbare Unterscheidungen zwischen Wirtschaftsgut und gefährlichen Abfällen,
- mangelhafte Trennung zwischen gefährlichen Abfällen, da in ÖNORM S 2100 und ÖNORM S 2101 diesel-

ben Nummern für gefährliche und ungefährliche Abfälle geführt werden, sowie aus

- Fehlern beim Ausfüllen der Begleitscheine durch die Abfallbesitzer.

4.5.2 Fortschreibung des "Rahmenkonzeptes für die Beseitigung von Sonderabfällen"

Gemäß § 21 Sonderabfallgesetz 1983 war vom Bundesminister für Umwelt, Jugend und Familie, unter Befassung der in ihrem Wirkungsbereich berührten Bundesminister und der Bundesländer ein Rahmenkonzept für die Beseitigung von Sonderabfällen auszuarbeiten, zu veröffentlichen und fortzuschreiben.

Das Umweltbundesamt wurde mit der Erstellung dieses Rahmenkonzeptes beauftragt.

Das Rahmenkonzept soll einen Überblick über die auf dem Gebiet der Entsorgung von gefährlichen Abfällen bestehenden Möglichkeiten und Probleme geben und Lösungswege im Sinne der "Leitlinien zur Abfallwirtschaft" (Wien 1988) aufzeigen.

Mit der Novellierung des Bundes–Verfassungsgesetzes (BGBl.Nr. 685/1988) erhielt der Bund eine umfassende Kompetenz für gefährliche Abfälle.

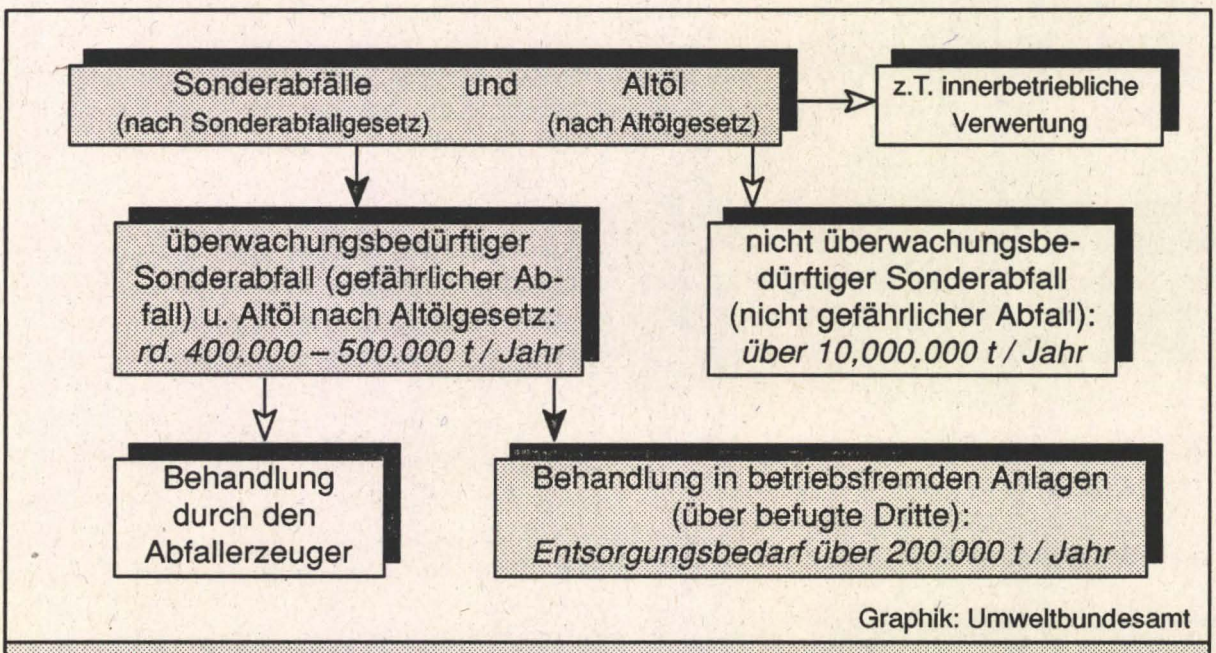


Abb. 5: Gegenstand des Sonderabfallbeseitigungskonzepts (Behandlung gefährlicher Abfälle über befugte Dritte)

Im vorgelegten Konzept wurden daher gefährliche Abfälle, die

- dem Sonderabfallgesetz 1983,
- der Verordnung über die Bestimmung von gefährlichen Sonderabfällen 1984,
- der Verordnung über die Nachweispflicht für Sonderabfälle 1989 einschl. Altöle gem. Altölgesetz

unterlagen und die von befugten Dritten behandelt wurden, abgehandelt.

Nicht Bestandteil dieses Konzeptes waren daher:

- nicht gefährliche Abfälle;
- jene gefährlichen Abfälle, die innerhalb von Betrieben anfallen und durch den Erzeuger selbst entsorgt werden (durch die unterschiedliche Vollzugspraxis der Sonderabfallnachweisverordnung durch die Behörden der mittelbaren Bundesverwaltung ist aus den vorliegenden Begleitscheinmeldungen eine Abschätzung von innerbetrieblich behandelten gefährlichen Abfällen nicht möglich);
- Massen aus der Altlastensanierung, da kurze Zeit nach Inkrafttreten des Altlastensanierungsgesetzes weder die Massen noch Art und Umfang der dafür notwendigen Sicherungs– oder Sanierungsmaßnahmen abgeschätzt werden können;
- die im Zuständigkeitsbereich des Gesundheitsministers liegenden radioaktiven Abfälle.

Bestandsaufnahme

Die seit 1984 eingelangten Meldungen der Sonderabfallerzeuger sind für die vorliegende Bestandsaufnahme nicht geeignet, da sich viele Firmenangaben im Zuge von Überprüfungen als unrichtig herausgestellt haben.

Die bereinigten Begleitscheinmeldungen ergaben für das Jahr 1987 rd. 114.000 t und für das Jahr 1988 rd. 139.000 t. Unterschiede zu früher veröffentlichten Angaben sind auf systembedingte Doppelzählungen und die Berücksichtigung von innerbetrieblich entsorgten Abfällen zurückzuführen.

Für diese begleitscheinpflichtigen Abfälle waren mit Stand 1.1.1989 bundesweit 236 befugte *Sammler* tätig. Neben innerbetrieblichen Verwertungs– und Behandlungsanlagen für gefährliche Abfälle stehen die folgenden Kapazitäten von allgemein zugänglichen Anlagen, mit unterschiedlicher Größe und Ausstattung, zur Verfügung:

- In *chemisch–physikalischen Behandlungsanlagen* könnten derzeit 130.000 – 150.000 t / Jahr behandelt werden. Ein Teil dieser Anlagen ist zur Zeit nicht ausgelastet. Da diese Anlagen den jeweiligen Stand der Technik zum Zeitpunkt ihrer Genehmigung darstellen, weisen sie heute unterschiedliche Qualitätsstandards auf.
- Für die *thermische Behandlung* von gefährlichen Abfällen stehen derzeit nur die Entsorgungsbetriebe Simmering (EBS) mit einer durchschnittlichen Durchsatzleistung von rd. 55.000 t / Jahr zur Verfügung. Daneben werden Altöle und halogenfreie Lösemittel in einigen Industriebetrieben einer energetischen Verwertung zugeführt (verbrannt).
- *Ölverunreinigter Boden* wird in Abhängigkeit vom Verunreinigungsgrad in biotechnischen oder thermischen Anlagen behandelt oder bei sehr geringem Verunreinigungsgrad direkt deponiert.

- Zusätzlich stehen eine Reihe kleinerer Behandlungsanlagen für spezielle Abfallarten zur Verfügung.

- Bemühungen zur Errichtung von öffentlich zugänglichen *Deponien* zur Aufnahme von Reststoffen aus der Behandlung gefährlicher Abfälle und nicht überwachungsbedürftiger Abfälle sowie für Abfallager auf Zeit sind vor allem im Bereich des Abfallwirtschaftsverbundes Wien/Niederösterreich, in Oberösterreich sowie im Planungsraum des Sonderabfallverbundes "Österreich Mitte" vorhanden.

- Zur Aufnahme von ausgewählten Abfällen bzw. Reststoffen, sofern ihre eluierbaren Bestandteile die Grenzwerte der Deponieklasse 3 (entsprechend der Richtlinie des Landesamtes für Wasser und Abfall /Nordrhein–Westfalen über die Untersuchung und Beurteilung von Abfällen) nicht überschreiten, stehen mehrere bescheidmäßig genehmigte Deponien in Österreich zur Verfügung.

- Eine *Untertagedeponie* für gefährliche Abfälle existiert bis heute nicht.

Im Jahre 1989 wurden Genehmigungen zum Import von rd. 8.500 t gefährlicher Abfälle erteilt. Im gleichen Zeitraum wurden Exportanträge für rd. 91.500 t gefährlicher Abfälle genehmigt.

Eine Bestandsaufnahme über die ausgeführten Massen gefährlicher Abfälle (Stand Oktober 1990) auf Grundlage der Rückmeldungen der Exporteure und Recherchen des Umweltbundesamtes ergeben für den Zeitraum vom 1.1.1989 bis 31.12.1989 rd. 24.000 t; die Differenz zu den genehmigten Exporten ist v.a. auf Mehrfachansuchen und nicht durchgeführte Exporte zurückzuführen. Zusätzlich wurden rd. 10.000 t Altöle gemäß Altölgesetz im Ausland einer stofflichen Verwertung zugeführt.

Entsorgungsbedarf und erforderliche Kapazitäten

Die Abschätzung des bundesweiten **Entsorgungsbedarfs** für überwachungsbedürftige Sonderabfälle ergibt eine Größenordnung von **rd. 215.000 t / Jahr.**

Der Entsorgungsbedarf (EB) von jährlich 215.000 t erfordert eine **Behandlungskapazität (BK)** von **über 320.000 t / Jahr.** Dies ergibt sich aus der Notwendigkeit, bestimmte Abfälle mehreren Behandlungsschritten zuzuführen *(Abkürzungen siehe Farbabbildung nach S. 346)*.

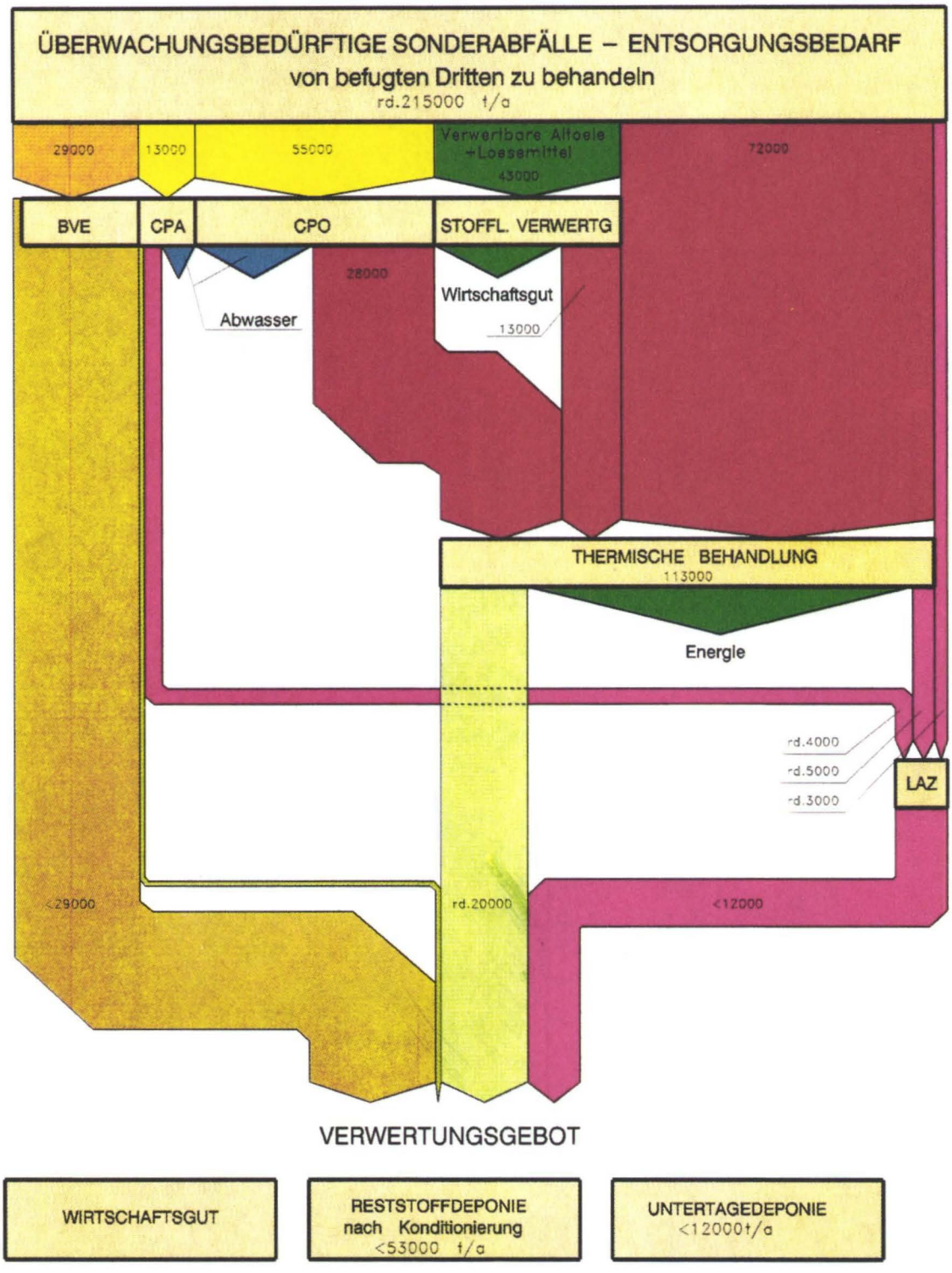
Die so ermittelte Behandlungskapazität (BK) von rd. 320.000 t / Jahr wird folgenden Behandlungsarten zugeordnet:

- **rd. 10 %** (rd. 30.000 t / Jahr) sind der Behandlung von **ölverunreinigtem Boden (BVE)** zuzuordnen;

- **rd. 35 %** (rd. 110.000 t / Jahr) sind direkt einer **chemisch–physikalischen Behandlung (CPA + CPO)** zuzuführen. Davon entfallen rd. 40.000 t auf die stoffliche Verwertung von Lösemitteln und Motoraltölen;

- **rd. 35 %** (rd. 115.000 t / Jahr) sind der **thermischen Behandlung (THERM)** zuzuordnen. Ist eine stoffliche Verwertung von Altölen und Lösemitteln nicht realisierbar, steigt der Anteil der thermischen Behandlung auf rd. 140.000 t / Jahr;

- **rd. 20 %** (rd. 65.000 t / Jahr) fallen als **Reststoffe (REST)** aus der o.a. Behandlung an. Bei weitgehender Verwertung der Reststoffe werden rd. 12.000 t / Jahr einem **Abfallager auf Zeit (LAZ)** zuzuführen sein.



BVE: Behandlung von verunreinigtem Erdreich
CPA: Chemisch – physikalische Behandlung von anorganischen Abfällen
CPO: Chemisch – physikalische Behandlung von organischen Abfällen
LAZ: Abfallager auf Zeit (Salzabfälle , Batterien , PCB's u. a. sowie Rück = stände aus der Rauchgasreinigung) < 12000 t/a

Umweltbundesamt

Planungsziel und Handlungsbedarf

(1) Vermeidung und Verwertung

Konkrete Angaben zu möglichen *Vermeidungspotentialen* für gefährliche Abfälle sind derzeit nicht möglich. Rechtliche Grundlagen zur Durchsetzung von Vermeidungsstrategien wird das Abfallwirtschaftsgesetz schaffen. Um die in diesem Gesetz enthaltenen Bestimmungen zur Abfallvermeidung wirksam nutzen zu können, werden *stoffbezogene Vermeidungsstrategien* unter Berücksichtigung branchenspezifischer Gegebenheiten zu entwickeln sein. Für wirkungsvolle Maßnahmen wird das Instrumentarium von Geboten, Verboten und wirtschaftlichen Anreizen verstärkt in Anspruch zu nehmen sein.

Zukünftig ist eine umweltgerechte und volkswirtschaftlich sinnvolle Verwertung von Abfällen anzustreben. Daher wird die Errichtung von Redestillationsanlagen für jährlich rd. 15.000 – 20.000 t Lösemittel sowie einer Reraffinationsanlage für rd. 20.000 t Altöle pro Jahr empfohlen. Halogenierte Lösemittel sollten beim einzigen Erzeuger in Österreich, der Donau–Chemie–AG (Ktn.), aufgearbeitet werden. Als Standort für eine Reraffinationsanlage bietet sich das Betriebsgelände der ÖMV in Schwechat (NÖ) an.

(2) Sammlung und Transport

Gefährliche Abfälle sind *getrennt zu sammeln* und sortenrein zwischenzulagern *(Vermischungsverbot)*. Bei regionalen Deponien sind Einrichtungen zur Zwischenlagerung für konsenslos angelieferte Kleinmengen zu schaffen. Die Verlagerung der *Transporte* auf die Bahn wäre zu forcieren.

(3) Anlagenbedarf

– chemisch–physikalische Behandlung

Obwohl aus dem bundesweiten Vergleich der chemisch–physikalisch zu behandelnden Abfälle mit den Durchsatzleistungen der derzeit im Betrieb bzw. im Bau befindlichen Anlagen kein zusätzlicher Anlagenbedarf ableitbar ist, können regionale Engpässe auftreten. Auf Grund von noch zu erstellenden Mindestanforderungen wären Altanlagen allenfalls zu adaptieren oder durch Neuanlagen zu ersetzen.

– thermische Behandlung

Im Hinblick auf Masse und Ort des Anfalls und unter Berücksichtigung der Transportwege und der Planungen in den Bundesländern sind *je eine thermische Behandlungsanlage in Oberösterreich (Großraum Linz) und in der Steiermark* mit Durchsatzleistungen von je 20.000 – 25.000 t / Jahr zu errichten. Zur Gewährleistung einer bundesweiten Entsorgungssicherheit wären alle im Betrieb befindlichen Anlagen in einem Verbundbetrieb zu führen. Solange die Realisierung der vorgeschlagenen Verwertungsanlagen nicht möglich ist, sind die Altöle und Lösemittel energetisch zu verwerten (z.B. als Brennstoffe für die Stützfeuerung in den thermischen Behandlungsanlagen). Dies würde eine Anhebung der Durchsatzleistung für gefährliche Abfälle und Altöle auf rd. 75.000 t / Jahr erfordern.

– Behandlung von verunreinigten Böden

Die Behandlung von regelmäßig anfallendem, *ölverunreinigtem Boden* hat je nach Art und Grad der Verunreinigung in physikalischen, biotechnischen oder thermischen Behandlungsanlagen zu erfolgen. Für die Behandlung in biotechnischen Anlagen ist bundesweit kein zusätzlicher Anlagenbedarf erkennbar, es können jedoch regionale Engpässe

auftreten. Die zu erwartende Zunahme von thermisch zu behandelndem verunreinigtem Erdreich wird den vermehrten Einsatz von mobilen Anlagen erfordern. Massen aus der Altlastensanierung werden zusätzliche, derzeit nicht abschätzbare Anlagenkapazitäten erfordern.

– Abfallager auf Zeit

Für jedes Bundesland sollen kurzfristig *Abfallager auf Zeit* errichtet werden. Bundesweit sind dafür Kapazitäten in einer Größenordnung von rd. 12.000 t / Jahr (120.000 t für 10 Jahre) mit folgender Aufteilung zu schaffen:

Wien	*rd. 3.500 t/Jahr*
Steiermark	*rd. 3.000 t/Jahr*
Oberösterreich	*rd. 2.600 t/Jahr*
Niederösterreich	*rd. 1.300 t/Jahr*
Kärnten	*rd. 400 t/Jahr*
Salzburg	*rd. 400 t/Jahr*
Tirol	*rd. 400 t/Jahr*
Vorarlberg	*rd. 250 t/Jahr*
Burgenland	*rd. 100 t/Jahr*

Standorte sind in den Zentralräumen, auf als Industriegebiet ausgewiesenen Flächen zu suchen. Alle anorganischen gefährlichen Abfälle eines Einzugsbereiches, die derzeit keiner Verwertung oder Behandlung zugeführt werden können, sind grundsätzlich dem dort gelegenen Abfallager auf Zeit zuzuführen *(Anschlußzwang)*. Bis zur Realisierung der Abfallager auf Zeit müssen die dafür vorgesehenen Abfälle zwischengelagert oder in Ausnahmefällen exportiert werden.

– Reststoffdeponien

Rückstände aus der Behandlung gefährlicher Abfälle, die kein Verwertungspotential, jedoch einen weitgehend immobilen Schadstoffgehalt aufweisen, sind in Reststoffdeponien abzulagern. Da die Kapazitäten der Reststoffdeponien im wesentlichen von den genutzten Verwertungspotentialen abhängen werden, können aus heutiger Sicht die zukünftig erforderlichen Kapazitäten für Reststoffe aus der Behandlung gefährlicher Abfälle nur schwer geschätzt werden. Eine Abschätzung der Reststoffsituation aus der Behandlung überwachungsbedürftiger Sonderabfälle ergibt einen Anfall von über 60.000 t / Jahr. Die abzulagernde Masse vergrößert sich noch durch Verfestigungs– und Konditionierungsmittel. (Unberücksichtigt bleiben bei dieser Abschätzung nicht überwachungsbedürftige Reststoffe aus der innerbetrieblichen Behandlung von überwachungsbedürftigen Sonderabfällen und sonstige nicht überwachungsbedürftige Sonderabfälle, die je nach Qualität der Abfälle auf Inert– oder Reststoffdeponien abgelagert werden können.)

– Untertagedeponie

Da in Österreich keine Untertagedeponie verfügbar ist und die derzeit für eine Ablagerung in einer Untertagedeponie in Frage kommenden Massen sehr gering sind, sind diese kurzfristig den Abfallagern auf Zeit zuzuführen. Wenn sich mittelfristig keine Verwertung oder Behandlung dieser Stoffe anbietet, sind sie in einer zu errichtenden Untertagedeponie zu lagern. Um mögliche Standorte langfristig zu sichern, ist die bereits begonnene Standortsuche dringend fortzusetzen.

Kurzfristig sind somit folgende Anlagen zu schaffen:

- *Anlagen für die stoffliche Verwertung von Lösemitteln und Altölen;*
- *zwei thermische Behandlungsanlagen mit Durchsatzleistungen von je 20.000 – 25.000 t/a;*
- *Abfallager auf Zeit für jedes Bundesland;*
- *Reststoffdeponien im Nahbereich der thermischen Behandlungsanlagen.*

Import und Export

Die Behandlung der Abfälle im eigenen Land ist anzustreben. Der *Export von gefährlichen Abfällen* sollte aber nicht grundsätzlich abgelehnt werden. Für bestimmte Abfallarten kann es durchaus zielführend sein, sie im Ausland einer in Österreich aus wirtschaftlichen Gründen nicht vorhandenen Verwertung oder Behandlung zuzuführen. Umgekehrt sollte es möglich sein, gefährliche Abfälle mit derselben Begründung zu importieren, wenn sie in umweltschonenden Anlagen verwertet oder behandelt werden. Jedenfalls müssen zur Vermeidung eines Entsorgungsnotstandes bis zur Realisierung der im Konzept geforderten Anlagen Exporte genehmigt werden.

Administrative Maßnahmen

Die *Erweiterung und Konkretisierung des Kataloges für überwachungsbedürftige Abfälle* hat mit dem Ziel zu erfolgen, alle gefährlichen Abfälle im Sinne des Bundesverfassungsgesetzes zu erfassen. Weiters sind eindeutige Kenngrößen für die Entscheidung, ob ein Abfallstoff der Nachweispflicht unterliegt oder nicht, festzulegen. Diese Kenngrößen sollten auch Angaben über die Zuordnung zu Behandlungswegen enthalten.

Technische Mindestanforderungen sind für alle Abfallentsorgungseinrichtungen zu formulieren bzw. zu vereinheitlichen und für verbindlich zu erklären.

Rechtliche Grundlagen zur verpflichtenden *Erstellung von Stoffbilanzen* (Input–, Outputanalysen) von Produktionsabläufen sind zu schaffen, um die Erstellung von Planungsgrundlagen für eine Abfallwirtschaft mit möglichst geringer Umweltbelastung zu ermöglichen.

Verstärkte *Kontrollen* bei Abfallerzeugern, Sammlern und Behandlern durch die örtlich und sachlich zuständigen Behörden und die Überwachung der Entsorgungswege mit Hilfe des österreichischen Abfalldatenverbundes sollen einen wesentlichen Beitrag zu einer umweltschonenderen Abfallwirtschaft leisten.

4.6 Natur und Landschaft

4.6.1 Zustandskontrolle der Naturschutzgebiete Österreichs

Das Umweltbundesamt ist im Zuge der Umweltkontrolle unter anderem mit Problemen des Flächenschutzes sowie mit Fragen zur Verbesserung der allgemeinen Biotopsituation befaßt. Im Rahmen dieses Arbeitsschwerpunktes wird auch eine Zustandserhebung und –bewertung von Naturschutzgebieten durchgeführt.

Als Grundlage dazu dient eine seit vier Jahren am Umweltbundesamt im Aufbau befindliche Datei, die neben der Erfassung topografischer Parameter in einem geografischen Informationssystem (etwa Schutzgebietsgrenzen) auch eine Datenbank über Charakteristik, Größe etc. der österreichischen Naturschutzgebiete enthält. Damit ist u.a. auch beabsichtigt, eine Vergleichbarkeit der Daten und eine Einbindung in internationale Projekte, z.B. in das CORINE–Biotop–Projekt der EG, zu ermöglichen.

Erhebung der Naturschutzgebiete

Seit dem Jahr 1988 erfolgt durch Mitarbeiter des Umweltbundesamtes eine Erhebung und Beschreibung der Naturschutzgebiete Österreichs. Nach Vorerhebungen werden die gesammelten Informationen (Veröffentlichungen, Gutachten, Kartenmaterial) mit der im Gelände angetroffenen Situation abgeglichen. Grundlage für die Begehung ist ein umfangreicher Erhebungsbogen. Mittels dieses Erhebungsbogens werden neben allgemeinen Angaben zum Gebiet (Größe, Eigentümer, erlaubte bzw. verbotene Nutzung, etc.), Angaben über den Gebietszustand gemacht. Diese Aussagen umfassen eine Abschätzung der Biotoptypenverteilung, Nutzung und Nutzungsintensität, Gewässerbelastung, Infrastruktur, Einflüsse auf die Vegetation und die Anbindung der Naturschutzgebiete an das unmittelbar angrenzende Umland.

Weiters wird Augenmerk auf die touristische Erschließung, Frequentierung, Abgrenzung sowie auf wissenschaftliche Grundlagen und etwaige Management– und Pflegepläne gelegt.

Im Rahmen dieser Erhebung vor Ort kann jedoch nur ein Überblick gewonnen werden. Ziel ist es, in einem möglichst kurzen Zeitrahmen – und daher unter vergleichbaren Bedingungen – eine Gesamtaussage über die österreichischen Naturschutzgebiete treffen zu können.

Im Zuge der Auswertung wird für jedes Gebiet ein Bericht erstellt. Neben den Darstellungen zur Vegetation, Tierwelt, Geologie, dem allgemeinen Gebietszustand, der Nutzung und Nutzungsintensität wird eine Zustandsbewertung vorgenommen.

In fünf Kategorien – sehr gut, gut, befriedigend, schlecht, zerstört – eingeteilt, erlauben diese Angaben schließlich einen groben Überblick über den aktuellen Zustand dieser Schutzkategorie in Österreich.

Bisher wurden seit 1988 nahezu alle der – mit Stand 30. Juni 1990 – 296 österreichischen Naturschutzgebiete untersucht. Das Projekt soll 1991 mit einem umfassenden Bericht abgeschlossen werden.

4.6.2 Naturwaldreservate in Österreich

Naturwaldreservate sind "Waldteile, die nach Baumartenzusammensetzung und Bestandesstruktur die natürlichen Vegetationsverhältnisse möglichst gut repräsentieren (...) und in denen Eingriffe jeder Art grundsätzlich unterbleiben." (ZUKRIGL et al., 1990)

Die Ausweisung von Naturwaldreservaten hat vor allem den Zweck, das Studium der natürlichen Waldentwicklung zu ermöglichen.

Bisher bestehen 73 Gebiete dieser Art mit einer Gesamtgröße von etwa 2300 ha (Stand Juni 1990). Die Flächengröße der einzelnen Naturwaldreservate liegt zwischen 412 ha und weniger als 1 ha. Die durchschnittliche Flächengröße beträgt etwa 15 ha.

Die Sicherstellung der Reservate ist sehr unterschiedlich. Meist erfolgt sie durch freiwillige und entschädigungslose, vertragliche oder formlose Widmung durch private oder öffentliche Eigentümer sowie durch Vereinbarungen zwischen privaten, gemeinschaftlichen oder kommunalen Waldbesitzern und Forstvereinen.

Bei der Erhebung der Naturwaldreservate in einem vom Umweltbundesamt in Auftrag gegebenen Projekt wurden 15 in Tirol neu ausgewiesene Naturwaldreservate (Naturwaldzellen) erstmals vegetationskundlich und hinsichtlich ihres Bestandesaufbaues beschrieben. Für weitere sechs Naturwaldreservate, die sich in anderen Bundesländern befinden, wurden ausführliche Bearbeitungen vorgelegt.

Die bereits bestehenden Naturwaldreservate sind im Projektbericht mit Angaben, wie z.B. Lage und Standort, Waldgesellschaft, Besonderheiten, Eigentümer, Schutzstatus, Beeinträchtigungen und Fachliteratur, aufgelistet.

Es wurde versucht, die Vollständigkeit des Netzes von Naturwaldreservaten zu beurteilen und Lücken und Mängel aufzuzeigen. Dabei stellte sich heraus, daß einige wichtige Waldgesellschaften noch nicht oder nur unzureichend repräsentiert sind, wie z.B. montane Fichtenwälder, Weiß– und Schwarzkiefernwälder, wärmere Kalkbuchenwälder und typische Eichen–Hainbuchenwälder.

Sehr ungleich ist die Verteilung der Naturwaldreservate auf die Naturräume und die Bundesländer. Zahlreiche Naturwaldreservate finden sich z.B. in den Zentralalpen und Nördlichen Kalkalpen. In anderen Gebieten Österreichs, wie z.B. im nördlichen und östlichen Alpenvorland, fehlen Naturwaldreservate oft ganz.

Zudem beschränkte sich die wissenschaftliche Erforschung bisher meist auf waldbauliche und vegetationskundliche Aspekte. Genaue standortskundliche Aufnahmen fehlen in den meisten Fällen ebenso wie zoologische Bestandsaufnahmen.

Auf die Bedrohung für den Bestand der Naturwaldreservate durch Immissionen, Wildverbiß, Beweidung und Besucherverkehr wird hingewiesen. Vor allem übermäßiger Wildverbiß verhindert das Aufkommen von Jungwuchs und gefährdet daher die Existenz der Bestände und macht das Studium einer natürlichen Waldentwicklung praktisch unmöglich.

Im Schlußteil des Berichtes werden die rechtlichen und organisatorischen Voraussetzungen für eine nachhaltige Sicherung und wissenschaftliche Nutzung der Reservate diskutiert.

Lit.: ZUKRIGL, K.; FLASCHBERGER, J., et al. (1990): Naturwaldreservate in Österreich. Stand und neu aufgenommene Flächen. Monographien 21. Umweltbundesamt, Wien.

4.6.3 Überprüfung einer Öko–Checkliste für die Verbesserung von Schiabfahrten im Hinblick auf ihre Umwelteinflüsse

In dieser Studie wurde erstmals versucht, eine zur Erfassung der Umweltauswirkungen einer Schipiste erstellte Öko–Checkliste auf ihre einfache und rasche Anwendbarkeit sowie auf ihren Anspruch auf Vollständigkeit zu überprüfen.

Als Grundlage für dieses Projekt wurde eine 1987 zur Umweltverträglichkeitsprüfung von Schisportanlagen erstellte Öko–Checkliste unter Berücksichtigung des auf dem Gebiet der Schipistenökologie vorhandenen Basiswissens adaptiert. Die Überprüfung der Öko–Checkliste erfolgte am Beispiel des Schigebiets "Christlum" in Achenkirch (Tirol).

Bei der Überprüfung wurde besonderer Wert auf die rasche Durchführung innerhalb eines erträglichen Kostenrahmens, aber auch auf die umfassende Erhebung und Beurteilung der Schipiste gelegt.

Die adaptierte Öko–Checkliste sieht die Überprüfung und Beurteilung folgender Themenbereiche vor:

- Hydrologie, Erosion: Eine Beurteilung der hydrologischen Verhältnisse ist aufgrund der durch die Schipisten stark veränderten Abflußverhältnisse erforderlich. Diese veränderten Abflußverhältnisse bedingen Erosionen auf der Piste bzw. im Pistenumfeld.
- Waldökologie: Ein Großteil der Schipisten liegt in Waldgebieten und kann daher die Waldökosysteme wesentlich beeinträchtigen.
- Wildökologie: Beeinträchtigung des Lebensraumes von Wildtierarten.
- Pistenvegetation, Rekultivierung, Pistenpflege: Von Bedeutung ist vor allem der Deckungsgrad und die Vitalität der Pistenvegetation.
- Landschaftsbild, Naturschutz.
- Regionale und überregionale Planungen.

Aufbauend auf den Ergebnissen dieser ökologischen Überprüfung wurde ein Maßnahmenkatalog zur Verbesserung der Umweltsituation des Schigebietes "Christlum" in Achenkirch erarbeitet.

Nach Abschluß des Projektes konnte festgestellt werden, daß sich durch diese Überprüfung verwertbare Erfahrungen und Verbesserungen in der Anwendung der Öko–Checkliste ergeben haben. Die adaptierte Checkliste scheint daher für eine ökologische Überprüfung von bestehenden Schierschließungsanlagen gut geeignet zu sein.

SCHROLL, H.–P.; CORAZZA, Ch.; FISCHER, I.: Überprüfung einer Öko–Checkliste für die Verbesserung von Schiabfahrten im Hinblick auf ihre Umwelteinflüsse. Reports UBA–89–041. Umweltbundesamt, Wien.

4.6.4 Pestizide in der Forstwirtschaft

Der Einsatz von Pestiziden in der Forstwirtschaft wird in der Öffentlichkeit kaum als Problembereich wahrgenommen, da die eingesetzten Mengen im Verhältnis zur Landwirtschaft gering sind. Der Anteil der im Forst zur Anwendung kommenden Pestizide wird auf ca. 1 – 2 % des gesamtösterreichischen Jahresverbrauchs geschätzt; es werden daher auch keine gesonderten Statistiken geführt.

Während allerdings Agrarlandschaften weitgehend "künstliche" Ökosysteme darstellen, sind im Gegensatz dazu Wälder im wesentlichen "naturnah". Der Einsatz von Pestiziden in der Forstwirtschaft ist daher rein *qualitativ* anders zu werten als in der Landwirtschaft.

Zur Erfassung dieses Problembereichs hat das Umweltbundesamt in einem Bericht die gesetzlichen Grundlagen, die derzeit für den Einsatz von Pestiziden in der Forstwirtschaft Gültigkeit haben, zusammengestellt und einer kritischen Wertung insbesondere im Vergleich zu den Bestimmungen der Schweiz und der BRD, aber auch Schwedens unterzogen. Das neue Pflanzenschutzmittelgesetz, das am 1. August 1991 in Kraft tritt, wurde ebenfalls berücksichtigt. Weiters behandelt die Studie alle zugelassenen und gebräuchlichen Pflanzenschutzmittel hinsichtlich ihrer Wirkungsweisen sowie ihrer human– und ökotoxikologischen Bedeutung. Sie weist auf Alternativen zum Einsatz von Pestiziden ebenso hin wie auf ökologisch verträglichere Methoden und Mittel. Der Bericht wird 1991 in der Reihe "Monographien" des Umweltbundesamtes veröffentlicht.

4.7 Schadstoffe in Konsumgütern

4.7.1 Untersuchungen von Motorölen auf deren Gehalt an polychlorierten Biphenylen (PCB)

Bei den polychlorierten Biphenylen (PCB) handelt es sich um ein Gemisch chlorierter organischer Einzelverbindungen. Der Grad der Chlorierung kann vom Mono– bis zum Decachlorbiphenyl variieren. In technischen Produkten sind meist alle Chlorierungsgrade in unterschiedlichen Mengen enthalten. Insgesamt gibt es 209 Vertreter dieser Substanzklasse, von denen sechs Verbindungen stellvertretend zur Analyse herangezogen werden. Die Analytik von PCB in Ölproben erfolgt nach genormten Verfahren.

PCB wurden wegen ihrer thermischen und chemischen Beständigkeit und ihrer Flammfestigkeit lange Zeit für die unterschiedlichsten Anwendungen herangezogen. Sie wurden u.a. als Transformatorenöle und Kondensatorfüllungen, als Zusätze zur Flammhemmung sowie als Weichmacher in der Farben–, Lack– und Kunststoffindustrie eingesetzt.

Die einst als Vorteile eingestuften Eigenschaften wie Langlebigkeit und Inertheit bereiten aber heute Probleme. PCB reichern sich im Fettgewebe an und sind biologisch sehr schwer abbaubar. Bei ihrer Verbrennung können auch Dioxine gebildet werden.

Seit in den 60er–Jahren diese Probleme erkannt wurden, ist die Anwendung von PCB weitgehend reduziert worden. Aufgrund ihres bis dahin erfolgten enormen Einsatzes sind sie aber bereits nahezu ubiquitär vorhanden und müssen daher bei der Umweltkontrolle berücksichtigt werden.

Gemäß der Verordnung über die Durchführung des Altölgesetzes (BGBl. 383/1987) liegt die Abgrenzung zwischen Altöl und Sonderabfall bei einem Gehalt von 30 ppm (mg/kg) PCB. Aus diesem Grunde war es interessant zu überprüfen, inwieweit PCB bereits in neu gekauften Motorölen vorkommen, und ob deren Gehalt in einer Abhängigkeit zum Preis steht. Es trat verschiedentlich der Verdacht auf, daß Altöle zur Herstellung billiger Motoröle herangezogen werden könnten.

Das Umweltbundesamt führte daher 1989 eine stichprobenartige Kontrolle auf PCB bei folgenden sechs willkürlich ausgesuchten Motorölen sowie bei einem Kettensägeöl durch:

Fontanol Motoröl (15W–40W)
Valvoline Motoröl (15W–40W)
Formula super Motoröl (15W–40W)
Adamol HDS Motoröl (15W–40W)
Castrol XL Motoröl (15W–40W)
Veedol Multigrade Motoröl (15W–40W)
Adamol Kettensägeöl

Bei keiner der untersuchten Proben konnte das in der Analysennorm für PCB–haltige technische Produkte geforderte typische Isomerenverteilungsmuster festgestellt werden. Insbesondere ergab sich bei der Untersuchung kein Hinweis auf diesbezügliche Unterschiede bei Produkten verschiedener Preiskategorien.

4.7.2 Untersuchung von Waschmitteln und Haushaltsreinigungsmitteln auf nichttensidische Waschmittelinhaltsstoffe

In Österreich trat am 1. Jänner 1985 das Bundesgesetz über die Umweltverträglichkeit von Waschmitteln (Waschmittelgesetz, BGBl. Nr. 300/1984) in Kraft. Untersuchungen von Waschmitteln auf EDTA und NTA sollten als Grundlage dafür dienen, diese organischen Komplexbildner in einer Verordnungsnovelle des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie über die Kennzeichnung von Waschmitteln und die Beschränkung von Waschmittelinhaltsstoffen in Waschmitteln, die zur Abgabe an Letztverbraucher bestimmt sind, zu beschränken.

Um ein Bild darüber zu erhalten, welche Konzentrationen an NTA und EDTA in verschiedenen Waschmitteln derzeit vorhanden sind, untersuchte das Umweltbundesamt über 40 im ersten Quartal des Jahres 1988 gekaufte Waschpflegemittel auf ihren EDTA und NTA–Gehalt (siehe Erster Umweltkontrollbericht).

Im zweiten Quartal 1988 wurden weitere 16 Geschirrspülmittel ionenchromatographisch auf die beiden Phosphatersatzstoffe analysiert.

EDTA erweist sich als problematisch, da es mit Schwermetallen Komplexe bildet, die über das Abwasser in den Klärschlamm oder direkt in den Vorfluter gelangen. EDTA wird in Kläranlagen und bei der Trinkwasseraufbereitung – wenn überhaupt – nur in geringem Maße eliminiert. Auch in Oberflächengewässern wird es kaum biologisch abgebaut. EDTA ist persistent, sehr mobil und sollte deswegen durch besser abbaubare Stoffe in Wasch– und Reinigungsmitteln ersetzt werden. Während in Kläranlagen bei EDTA keine oder nur eine geringe Abbaubarkeit beobachtet wird, sind die Eigenschaften von NTA etwas günstiger: NTA ist unter aeroben und anoxischen Bedingungen (mit und ohne gelöstem Sauerstoff) in Gegenwart von Nitrat biologisch vollständig eliminierbar, seine Schwermetallkomplexe sind aber vermutlich erst nach dem Austausch der Schwermetallionen gegen Ca^{2+} dem biologischen Abbau zugänglich.

Beim Wechsel von aeroben zu anoxischen Verhältnissen wie auch beim erstmaligen Auftreten von NTA in einer Kläranlage unter aeroben Bedingungen ist eine Adaptationszeit der Mikroorganismen von einigen Tagen bis Wochen notwendig. Diese Adaptationszeit ist abhängig von der Temperatur, dem Alter des Schlammes und dem Schwermetallgehalt des zu reinigenden Abwassers.

In den 16 analysierten Geschirrspülmitteln konnten weder EDTA noch NTA über der ionenchromatographischen Bestimmungsgrenze von 0,05 Massenprozent bzw. 0,3 Massenprozent nachgewiesen werden. Es ist darauf hinzuweisen, daß auf den Einsatz von NTA und vor allem aber von EDTA als Phosphatersatzstoff generell verzichtet werden sollte.

Im Hinblick auf einen Entwurf einer Verordnung zum Chemikaliengesetz (BGBl. Nr. 326/1987) über Beschränkung des Inverkehrsetzens und über die Kennzeichnung formaldehydhältiger Stoffe, Zubereitungen und Fertigwaren wurden weiters vom Umweltbundesamt 23 Haushaltsreiniger auf ihre Formaldehydgehalte untersucht. Der Entwurf sieht vor, daß Wasch–, Reinigungs– und Pflegemittel mit einem Massenanteil von mehr als 0,2 % Formaldehyd nicht in Verkehr gesetzt werden dürfen. Dies gilt nicht für Industriereiniger.

Formaldehyd ist eine hochreaktive Verbindung, die auf Eiweißstoffe härtend (denaturierend) wirkt. Hierauf beruhen seine bakterizide Wirkung, seine keim-

tötenden und gerbenden Eigenschaften. Schädigende Auswirkungen auf den menschlichen Organismus (giftig, krebsauslösend) werden in der Fachliteratur noch kontrovers diskutiert.

Damit die Wäsche auch bei einer Waschtemperatur von 30 Grad Celsius noch hygienisch sauber wird, enthalten einige Waschmittel Desinfektionsmittel. Vor allem wird den Flüssigwaschmitteln eine Reihe von Konservierungsmitteln zugesetzt, um deren Zersetzung durch die Tätigkeit von Bakterien zwischen Herstellung und Verbrauch zu verhindern.

Bei der Untersuchung zeigte sich, daß weder Formaldehyd noch formaldehydabspaltende Substanzen in Konzentrationen über 1 mg / kg (1 ppm) in den Reiniungsmitteln enthalten waren.

4.7.3 Analyse von Sanitärreinigern auf p–Dichlorbenzol

Para–Dichlorbenzol ist eine chlorierte aromatische Verbindung, die aufgrund ihrer schlechten biologischen Abbaubarkeit und der bekannten fischtoxischen Wirkung in Deutschland als wassergefährdende Substanz eingestuft wird. Da p–Dichlorbenzol als umweltgefährdend eingestuft wird, sollte ein Auftreten in Abwässern und damit – im Sinne eines vorbeugenden Umweltschutzes – dessen Verwendung in Sanitärreinigern vermieden werden.

Bei vielen WC–Becken– und Spülkastensteinen wird auf der Verpackung darauf hingewiesen, ob p–Dichlorbenzol enthalten ist oder nicht.

Anfang Juli 1989 hat das Umweltbundesamt 5 WC–Beckensteine, 2 Spülkastensteine und 2 Luftverbesserer unterschiedlicher Firmen untersucht.

Die Ergebnisse der Untersuchungen sind in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Ergebnisse der Untersuchung von Sanitärreinigern auf p–Dichlorbenzol durch das Umweltbundesamt (Juli 1989)

Produkt	*Vertrieb bzw. Hersteller*	*Angabe des Herstellers*	*Ergebnis der Untersuchung**
WC–Beckensteine			
Scratch	*Niernsee*	*keine*	*positiv*
WC–Dufty	*Perolin*	*enthält p–Dichlorbenzol*	*positiv*
WC–Ente	*Perolin*	*ohne p–Dichlorbenzol*	*negativ*
Clo–Rein	*Fenochemie*	*keine*	*negativ*
Into WC–Spüler	*Thompson*	*keine*	*negativ*
Wasserkastensteine			
Bluestar	*Thompson*	*ohne p–Dichlorbenzol*	*negativ*
Tofix	*Erdal*	*ohne p–Dichlorbenzol*	*negativ*
Luftverbesserer			
Sol Air	*Sol Air Chemie*	*keine*	*positiv*
Garofano	*Söke*	*keine*	*positiv*

** positiv = p–Dichlorbenzol wurde gefunden*

Die Auswahl der Produkte erfolgte willkürlich und kann nicht als repräsentativ für die Produktpalette einer Firma oder für alle im Handel befindlichen Produkte dieser Art angesehen werden.

Die Analysen wurden gaschromatographisch mit Head Space Probenaufgabe und massenspektrometrischer Detektion durchgeführt.

4.7.4 Untersuchung von Bremsbelägen und Füll– bzw. Ziehspachtelmassen auf Vorliegen von Asbestfasern

Am 13.2.1989 erging seitens des Umweltbundesamtes ein Auftrag zur Überprüfung verschiedener Bremsbeläge und Ziehspachtelmassen auf das Vorliegen von Asbestfasern an Prof. Dr. M. Grasserbauer, Inst. f. Analytische Chemie der TU Wien. Die Untersuchungen wurden mit der Elektronenstrahlmikrosonde durch Aufnahme von Rückstreuelektronenbildern (BSE) und Röntgenspektren durchgeführt. Dabei konnten in allen drei untersuchten Bremsbelagstypen Chrysotilasbestfasern mit einem Volumsanteil bis zu ca. 20% nachgewiesen werden. Die Analyse zweier Ziehspachtelmassen ergab keine Hinweise auf das Vorliegen von Asbestfasern.

In den Labors des Umweltbundesamtes wurden weitere Brems– bzw. Kupplungsbeläge stichprobenartig mit dem Rasterelektronenmikroskop (REM) und mit röntgenenergiedispersiver Mikroanalyse (EDX) auf das Vorhandensein von Asbestfasern überprüft.

In einem vom Hersteller als asbestfrei deklarierten Lkw–Bremsbelag konnte eindeutig Chrysotilasbest nachgewiesen werden. Ein Bremsbelag italienischen Fabrikats enthielt erhebliche Mengen von Asbestfasern. Im Abrieb eines Kupplungsbelages konnten ebenso Beimengungen von Chrysotilasbest gefunden werden.

Die gesundheitsgefährdende Wirkung faseriger Staubbestandteile wie Asbest, aber auch anderer anorganischer und synthetischer Fasern ist vor allem durch ihre Größe und Form bestimmt. Als "kritische" Faserdimensionen gelten derzeit Längen > 5 µm, Durchmesser < 3 µm bei einem Verhältnis Länge : Durchmesser von > 3:1. Es ist anzunehmen, daß nach wie vor ein erhöhtes Gesundheitsrisiko für Menschen bei der Bearbeitung von asbesthältigen Brems– und Kupplungsbelägen besteht. Die Gefährdung durch asbesthältigen Straßenstaub in der Außenluft ist vergleichsweise gering, da beim Bremsvorgang die Fasern infolge Abrasion, Hitze und erhöhtem Druck verändert werden und gewöhnlich die kritische Faserdimension unterschreiten.

4.7.5 Überprüfung des Blei– und Benzolgehalts von Superbenzin

Die Untersuchungen von Superbenzin auf Blei und Benzol dienten als Grundlage für eine 1990 erlassene Verordnung des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie.

Die Verordnung (BGBL. Nr. 239/1990) legt fest, daß Kraftstoffe für den Betrieb von Kraftfahrzeugen den ÖNORMEN EN 228 oder C 1103 (ausgegeben am 1.2. 1989), jeweils mit der Maßgabe, daß der *Benzolgehalt drei Volumsprozent* und der Schwefelgehalt 0,05 Masseprozent nicht übersteigen darf, oder der ÖNORM C1104 (ausgegeben am 1.2.1989) zu entsprechen haben.

Die zum Zeitpunkt der Untersuchungen gültige *Verordnung des Bundesministers für Gesundheit und Umweltschutz vom 7. März 1985 über den höchsten zulässigen Gehalt an Bleiverbindungen, Benzol und Schwefel in Kraftstoffen (BGBl Nr. 111)* sah folgende Grenzwerte vor:

Der Gehalt an *Bleiverbindungen*, berechnet als Blei, darf

- bei Kraftstoffen mit einer Klopffestigkeit unter ROZ 97,5 (Normalbenzin) *0,013 g je Liter,*
- bei Kraftstoffen mit einer Klopffestigkeit von ROZ 97,5 und darüber (Superbenzin) *0,15 g je Liter*

nicht überschreiten.

Der Gehalt an *Benzol* war mit *5 Volumsprozent* begrenzt.

Untersuchungen des Umweltbundesamtes

Das Umweltbundesamt zog im Frühjahr 1990 neun Proben Superbenzin von Tankstellen im 2., 21. und 22. Wiener Gemeindebezirk und analysierte diese Proben auf ihren Blei– und Benzolgehalt.

Die Analyse des Bleigehaltes erfolgte mittels Atom–Absorptions–Spektrometrie nach DIN 51 769/Tl.7 und Tl.8. Der Benzolgehalt wurde nach ÖNORM EN 238 mittels Infrarotspektroskopie bzw. nach modifizierter DIN 51 413 /Tl.2 (Gaschromatographische Analyse) bestimmt.

Von den neun Proben Superbenzin lag bei sieben Proben der Gehalt an Blei unterhalb des Grenzwertes der Verordnung vom 7.3.1985 (BGBL. Nr. 111/1985) oder entsprach diesem genau.

Bei zwei Proben wurde der Grenzwert für Blei geringfügig überschritten.

Die Benzolgehalte lagen in allen neun untersuchten Superbenzinproben unter 5 Volumsprozent und somit unter dem 1985 festgelegten Grenzwert.

Bei vier der neun untersuchten Proben lag der Benzolgehalt um 1,6 –1,7 Vol % und damit unter dem neuen Grenzwert von 3 Vol %. Bei zwei Proben lag der Benzolgehalt zwischen 3 und 4 Vol %, bei drei Superbenzin–Proben um 4 Vol % und darüber. Die letzteren überschritten somit eindeutig den Grenzwert der 1990 erlassenen Verordnung.

(Anm.: Bei der Untersuchung handelte es sich um eine Stichprobe, die eine Momentsituation darstellt und die von der jeweiligen Belieferung der untersuchten Tankstelle abhängig ist.)

4.7.6 Untersuchungen von Treibgasen bei Kosmetikartikeln (Spraydosen)

Gemäß der Verordnung betr. das Verbot von vollhalogenierten FCKW als Treibgase in Druckgaspackungen aufgrund § 14 (1) ChemG (BGBl. 326/1987) dürfen vollhalogenierte Fluorchlorkohlenwasserstoffe seit 1. März 1990 in Druckgaspackungen nicht mehr in Umlauf gebracht werden.

Das Umweltbundesamt hat vier Proben von Kosmetikartikeln, die in Druckgaspackungen (Spraydosen) angeboten werden und am 1. März 1990 gekauft wurden, auf das Vorhandensein von vollhalogenierten Treibgasen analysiert. Ein Produkt, das vor dem 1. März in Verkehr kam, wurde ebenfalls untersucht.

Die Analysen erfolgten gaschromatographisch mit ECD–Detektion sowie mit GC–MS Kopplung. Es handelte sich um eine qualitative Untersuchung.

Folgende früher häufig eingesetzte vollhalogenierte Treibmittel fallen unter das seit 1.3.1990 gültige Verbot:

- o *Trichlorfluormethan* *CFC 11*
- o *Dichlordifluormethan* *CFC 12*
- o *Trichlortrifluormethan* *CFC 113*

Die nachfolgende Übersicht der Ergebnisse (Tab. 2) enthält auch Angaben über die auf den Spraydosen befindlichen Treibgaskennzeichnungen. Die am 1.3.1990 gekauften Produkte enthielten keine vollhalogenierten Treibgase.

Tab. 2: Ergebnisse der Untersuchung von in Spraydosen verkauften Kosmetikartikeln auf halogenierte Treibgase durch das Umweltbundesamt (März 1990)

Produkt	*Kennzeichnung Treibmittel*	*identifizierte Treibgase*	
(a) Einkaufsdatum 1.3.1990:			
Palmolive (Rasierschaum)	*keine Angaben*	*Isobutan*	
3 Wetter Taft (Haarspray)	*keine Angaben*	*Dichlormethan* *Chlordifluormethan* *Dichlorfluormethan*	*nicht vollhalo–geniert*
Rexona La Mer (Deo–Spray)	*ohne FCKW*	*keine halogenierten Verbindungen*	
Frottee Magic (Body Deo–Spray)	*entspr. d. UNO Ozonschutzkonv.*	*Chlordifluormethan* *Dichlorfluormethan*	*nicht voll–halogeniert*
(b) Einkaufsdatum VOR 1.3.1990:			
Rexona La Mer (Deo–Spray)	*keine Angaben*	*Trichlorfluormethan* *Dichlordifluormethan*	*vollhalo–geniert*

4.8 Lärm

4.8.1 Überprüfung von Berechnungsverfahren zur Bestimmung des Eisenbahnlärms bei scheibengebremsten Reisezugwagen

Das Konzept der "Neuen Bahn" sieht unter anderem die Anschaffung moderneren Rollmaterials, den Aus– und Neubau von Strecken für den Neuen Austro–Takt, Kapazitätsausweitungen im Güterverkehr, Verlagerung des Transitverkehrs auf die Schiene sowie die kundenfreundliche Gestaltung der Bahnhöfe vor.

Diese Entwicklung bringt aber auch neue Probleme im Umweltbereich mit sich. Die Verdichtung des Taktes sowie die höheren Geschwindigkeiten lassen auch den Eisenbahnlärm immer mehr zu einem Problem für die Anrainer werden.

Die Österreichischen Bundesbahnen und das Bundesministerium für Verkehr haben bereits Gutachten zur Erforschung der Mechanismen des Eisenbahnlärms vom TGM durchführen lassen. Die bereits vorhandenen Daten decken das Emissionsverhalten vieler in Österreich verwendeten Zugstypen, jedoch nicht das der neuen, bis 200 km/h lauffähigen Reisezugwagen mit Scheiben– und Magnetschienenbremsen, ab.

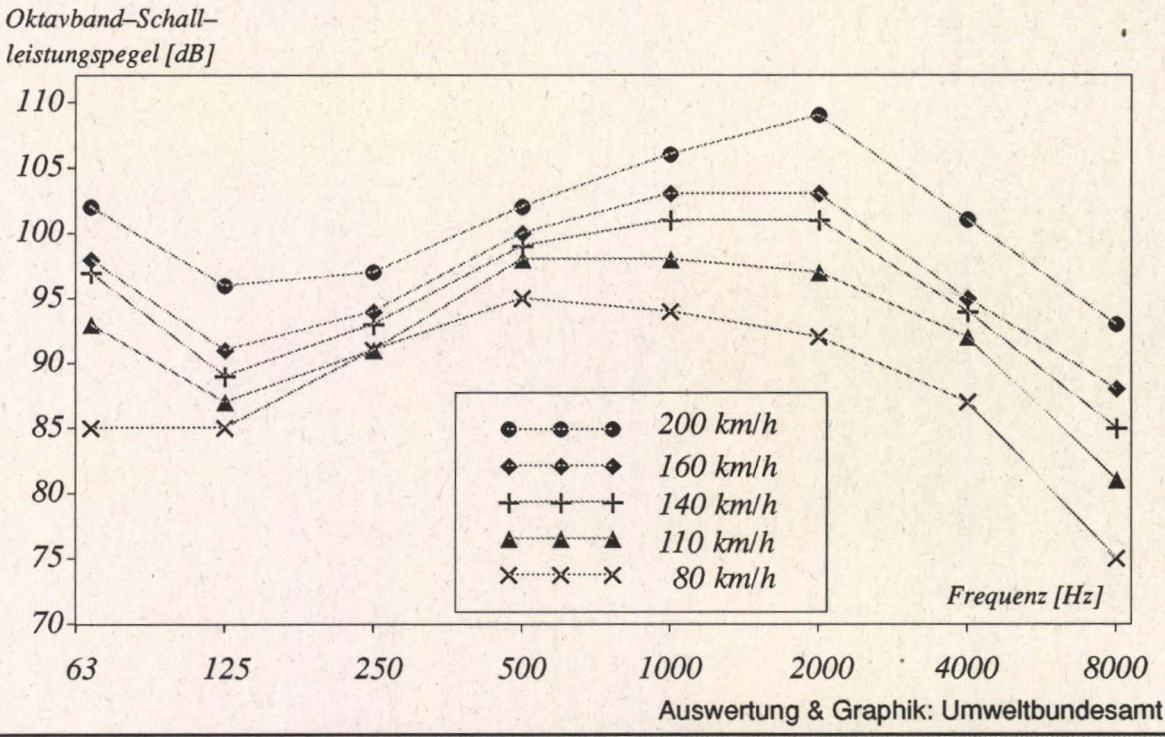


Abb. 1: Längenbezogener Schalleistungspegel L_W [dB] der internationalen Reisezugwagen Bmz 21–91 100 für die Oktavbereiche 63 – 8000 Hz bei Geschwindigkeiten von 80 – 200 km/h

Das Umweltbundesamt untersucht mit Unterstützung der Österreichischen Bundesbahnen die Methoden zur Berechnung von Eisenbahnlärm. Als erster Teil dieses Forschungsprogrammes wurden die Schalleistungspegel L_w gemäß

ÖNORM S 5024 für die Reisezugwagen neuester Bauart ermittelt. Diese Daten fanden bereits Eingang in die ÖAL–Richtlinie Nr. 30, "Berechnung der Schallimmission durch Schienenverkehr".

Ziel der Messungen des Umweltbundesamtes war es, das Vorbeifahrgeräusch eines definierten Meßzuges bei verschiedenen, konstanten Geschwindigkeiten auf Digital–Audio–Tape (DAT) zu erfassen.

Die auf DAT konservierten Zugsvorbeifahrten wurden im akustischen Labor entsprechend dem in der ÖNORM S 5024 festgelegten Rechenverfahren ausgewertet und der Schalleistungspegel für jede Oktav berechnet.

Die Schalleistungspegel für die internationalen Reisezugwagen Bmz 21–91 100 sind in Abb. 1 dargestellt.

Ein Vergleich mit den Werten für herkömmliche Reisezugwagen mit Klotzbremse, wie sie in der ÖAL–Richtlinie Nr. 30 dokumentiert sind, ergibt, daß das akustische Verhalten der Wagen neuester Bauart deutlich günstiger ist. Reisezugwagen mit Scheiben–/Magnet–bremse besitzen gegenüber Wagen mit Klotzbremse einen um 10 dB geringeren, gegenüber Wagen mit kombinierter Scheiben–/Klotzbremse einen um 7 bis 9 dB geringeren Emissionspegel. Diese Ergebnisse decken sich auch mit Untersuchungsergebnissen der Deutschen Bahn an schnellfahrenden Zügen, wonach durch Klotzbremsen verursachte Verriffelungen der Radlaufflächen eine Pegelzunahme von bis zu 13 dB bewirken.

Die Messungen des Umweltbundesamtes haben gezeigt, daß die neuen, moderneren Reisezugwagen, wie sie für den Inter–City–Takt eingesetzt werden sollen, bei 200 km/h sogar etwas geringere Schallpegel emittieren als die derzeit verwendeten Wagen bei 140 km/h (s. Abb. 2).

Dieses Ergebnis zeigt, daß bei der Eisenbahn technologische Möglichkeiten zur Reduktion des Rollgeräusches bestehen, welche künftig stärker ausgeschöpft werden müssen.

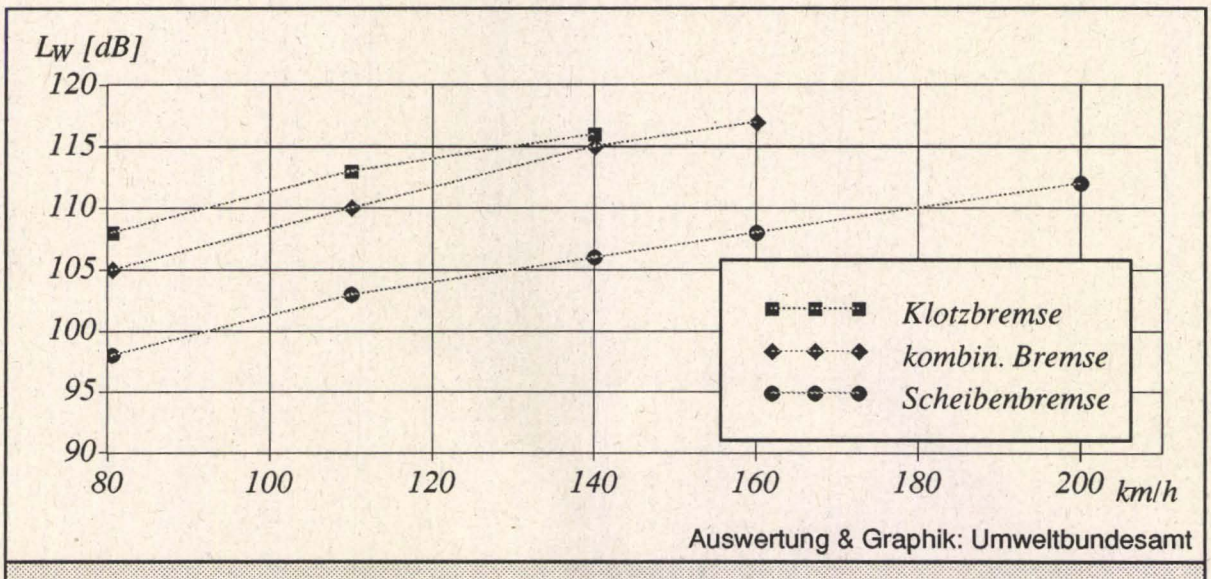


Abb. 2: Schalleistungspegel Lw [dB] internationaler Reisezugwagen in Abhängigkeit von ihrer Bremsausstattung in dem für die jeweilige Ausstattung vorgesehenen Geschwindigkeitsbereich

5 *Internationale Zusammenarbeit in der Umweltkontrolle*

5.1 Luftqualität und Klimaschutz

5.1.1 Internationale Vereinbarungen im Rahmen der UN Economic Commission for Europe (ECE)

In dem von den Vereinten Nationen im Rahmen der "Wirtschaftskommission für Europa" (ECE) ausgearbeiteten Übereinkommen über 'Weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung', dem Österreich am 16. Dezember 1982 beigetreten ist und das seit 16. März 1983 in Kraft ist, bekunden die Vertragsparteien u.a. ihren Willen, die Luftverunreinigung einschließlich der weiträumigen grenzüberschreitenden Luftverun–reinigung einzudämmen und schrittweise zu verringern.

Diese Verpflichtung wurde bisher in zwei Protokollen festgehalten:

- Protokoll von Helsinki vom Juli 1985 über die 30%ige Reduktion der Emission von Schwefeldioxid (bzw. seines grenzüberschreitenden Flusses). Es sieht vor, daß die Schwefeldioxidemissionen, bezogen auf das Jahr 1980, bis 1993 in jedem Signatarstaat um mindestens 30% reduziert werden müssen. Das Protokoll ist seit 2. September 1987 in Kraft.
- Protokoll von Sofia vom Oktober 1988 über das Einfrieren der Stickstoffoxidemissionen. Es legt fest, daß die Stickstoffoxidemissionen des Jahres 1987 ab dem Jahr 1995 nicht mehr überschritten werden dürfen. Das Protokoll trat mit Februar 1991 in Kraft.

Strenger als das Protokoll von Sofia ist die Deklaration von Sofia vom Oktober 1988; diese wurde jedoch von weniger Staaten unterzeichnet als das Protokoll. Die Deklaration sieht eine 30%ige Reduktion der Stickstoffoxidemissionen vor. Sie beinhaltet, daß die Stickstoffoxidemissionen, bezogen auf ein Jahr zwischen 1980 und 1985, bis spätestens 1998 um zumindest 30 % reduziert werden müssen.

Da auch das Problem des photochemischen Smogs bzw. von Episoden hoher Ozonkonzentrationen als ein Problem der grenzüberschreitenden Luftverunreinigung erkannt wurde, wurde 1988 von den Mitgliedsstaaten der ECE die Erarbeitung eines dritten Protokolls zur Reduktion der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen (VOC – volatile organic compounds) vereinbart, um die europaweit hohen Ozonkonzentrationen zu reduzieren (siehe 1.1.4 u. 1.1.6).

Vorbereitende Arbeiten, insbesondere zur Ausarbeitung der sogenannten Technischen Annexe, werden im Rahmen von zusätzlichen Expertengremien geleistet, an denen Österreich durch Experten des Umweltbundesamtes beteiligt ist.

Weiters wurde (gemeinsam mit dem Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung) eine breit angelegte Studie über die VOC–Emissionen in Österreich und ihre räumliche Verbreitung durchgeführt, die u.a. eine Grundlage für die Ausarbeitung von Strategien zur Emissionsminderung bilden soll; vorläufige Daten für Gesamtösterreich liegen bereits vor.

Unbestrittenes Ziel aller Verhandlungspartner ist es, langfristig die zum Schutz der menschlichen Gesundheit von der

WHO bzw. die zum Schutz der Ökosphäre festzusetzenden Immissionsgrenzwerte einzuhalten.

Da sich de facto alle Regierungen außerstande sehen, die dazu erforderlichen drastischen Emissionsminderungen von durchschnittlich 80 % und mehr gegenüber den gegenwärtigen Emissionen zu verwirklichen, sieht das VOC–Protokoll, ebenso wie schon die SO_2– und NO_x–Protokolle, eine erste, rascher verwirklichbare Stufe zur Eindämmung der Schadstoffemissionen vor (Emissionsminderung um 30 % bis voraussichtlich 1999 als generelles Prinzip mit einzelnen Ausnahmen).

Trotz der Vielzahl der emittierten Stoffe und Emissionsquellen sowie der unterschiedlichen Interessen von Industrie– und Umweltschutzvertretern bezüglich der zu erreichenden Reduktionsziele ist die Unterzeichnung des VOC–Protokolls bereits für November 1991 vorgesehen.

5.1.2 Messungen im Rahmen des ECE–EMEP–Programmes zum weiträumigen Transport von Luftverunreinigungen

Aufgabe der Umweltkontrolle ist es, die Auswirkungen der emissionsreduzierenden Maßnahmen auf die Luftgüte im Rahmen dieses Übereinkommens zu überwachen. Dazu sieht das Übereinkommen das seit 1. Jänner 1978 laufende 'Programm über die Zusammenarbeit bei der Messung und Bewertung der weiträumigen Übertragung von luftverunreinigenden Stoffen in Europa' (EMEP) vor.

Das Meßprogramm EMEP besteht aus drei wesentlichen Teilen:

- Emissionskataster für die Luftverunreinigungen Schwefeldioxid und Stickstoffoxide;
- Transportmodell für die Luftschadstoffe;
- Meßstellen für die Messung der Schwefel– und Stickstoffverbindungen (gasförmig, staubförmig und im Niederschlag).

Österreich nimmt mit drei Meßstellen, die vom Umweltbundesamt betrieben werden (Illmitz im Burgenland, St. Koloman in Salzburg und Achenkirch in Tirol) am Meßprogramm EMEP teil und liefert regelmäßig die benötigten Emissionsdaten. Die Arbeiten werden vom Umweltbundesamt durchgeführt.

In Tab. 1 werden die Schwefeldioxidemissionen für die Bezugsjahre 1980 und 1986 sowie die daraus berechnete Emissionsreduktion dargestellt. Es zeigt sich, daß zwölf Staaten bereits nach sechs Jahren ihre Schwefeldioxidemissionen um zumindest 30 % reduziert haben; diese Statistik wird von Österreich und Frankreich mit fast 55 % angeführt. Andererseits sind in acht Staaten die Emissionen konstant geblieben oder haben sich sogar erhöht, in der Türkei und Jugoslawien sogar um mehr als 20 %; somit ergibt sich im Mittel erst eine europaweite Reduktion von rund 16 %.

Tab. 2 zeigt für die Anrainerstaaten sowie für weitere drei für Österreich interessante Staaten den 'Import nach Österreich' sowie den 'Export aus Österreich' für Schwefeldioxid und seine Reaktionsprodukte unter Berücksichtigung von nasser und trockener Deposition. Diese Angaben erfolgen für die Jahre 1980 (Bezugsjahr des Protokolles), 1986 (Jahr mit Angaben der Emissionsreduktion) und 1988 als dem derzeit aktuellsten international abgestimmten Ergebnis.

Tab. 1: Emission von Schwefeldioxid 1980 u. 1986 (in 1.000 t S/Jahr)

Staat	1980	1986	Reduktion in %
Österreich	177	80	54,8
Frankreich	1.756	798	54,6
Schweiz	63	32	49,2
Schweden	232	122	47,4
Finnland	292	162	44,5
Belgien	414	237	42,8
Niederlande	232	138	40,5
Italien	1.900	1.185	37,6
Norwegen	71	45	36,6
Luxemburg	11	7	36,4
BRD	1.600	1.100	31,3
Irland	110	77	30,0
Dänemark	219	159	27,4
Großbritannien	2.335	1.870	19,9
UdSSR	6.400	5.450	14,8
Ungarn	817	710	13,1
Griechenland	200	180	10,0
Portugal	133	125	6,0
CSFR	1.550	1.511	2,5
Spanien	1.625	1.592	2,0
Albanien	25	25	0,0
DDR	2.500	2.500	0,0
Island	3	3	0,0
Rumänien	100	100	0,0
Bulgarien	517	535	–3,5
Polen	2.050	2.150	–4,9
Jugoslawien	588	725	–23,3
Türkei	138	177	–28,3
Summe	26.058	21.795	16,4

Die in Österreich anfallende, auf österreichische Eigenemission zurückzuführende Gesamtdeposition beträgt für die drei angeführten Jahre 44, 21 und 16 Tonnen Schwefel; d.h., die auf die Eigenemission zurückzuführende Deposition ging erwartungsgemäß aufgrund der reduzierten Emission zurück.

Die Aufstellung zeigt, daß

- die Staaten in folgender Reihung im Mittel über die Jahre 1980, 1986 und 1988 zur Gesamtdeposition in Österreich beigetragen haben: CSFR, Italien, DDR, BRD, Polen, Ungarn, Jugoslawien, Großbritannien und Schweiz. Aus dieser Sicht wären daher für Österreich emissionsmindernde Maßnahmen in der CSFR von größtem Interesse, gefolgt von Italien, usw.;
- die auf österreichische Emissionen zurückzuführenden Depositionen ('Export') von 1980 bis 1988 sowohl bei länderweiser Betrachtung als auch in Summe abnimmt.

Tab. 2: Gesamtschwefeldeposition: Import nach und Export aus Österreich (in 1.000 t S/Jahr)

Staat	Import aus			Export nach		
	1980	1986	1988	1980	1986	1988
CSFR	31	27	23	9	5	3
BRD	26	10	17	6	4	1
Ungarn	9	22	8	7	3	2
Jugoslawien	7	18	8	10	2	3
Italien	35	17	23	4	3	1
Schweiz	3	1	0	1	0	0
DDR	31	15	27	1	0	0
Polen	15	17	10	4	3	2
GB	5	3	7	0	0	0
Summe	162	130	123	42	20	12

Die Deposition hängt nicht nur von den Emissionen, sondern auch von den alljährlich wechselnden meteorologischen Gegebenheiten ab; die Variation der meteorologischen Parameter kann zeitweise größeren Einfluß auf die staatenweise errechnete Deposition haben als Änderungen der emittierten Schadstoffmengen.

Da zum einen trotz Reduktion der Emissionen Schäden durch die Deposition von Schwefelverbindungen auftreten, also die Belastung der Luft mit Schwefelverbindungen noch immer zu hoch ist, zum anderen das Protokoll 1993 ausläuft, werden Vorarbeiten für ein Nachfolge–Protokoll getätigt. Zur Realisierung scheinen zwei Wege möglich:

– Die Schwefeldioxidemission wird abermals, bezogen auf ein bestimmtes Jahr, um einen festgesetzten Prozentsatz reduziert.

– Es wird rezeptororientiert vorgegangen, d.h. es wird in jeder Region der empfindlichste Rezeptor bestimmt und der für diesen gerade tolerierbare Schwefel–Depositionswert (Critical Load) sollte dann in dieser Region nicht mehr überschritten werden. Diese Vorgangsweise bedingt unterschiedlich starke Reduktionen in den einzelnen Staaten (siehe auch 5.2.3 (3) "Mapping of Critical Levels and Loads").

Das Meßprogramm EMEP wird weitergeführt und ausgebaut, um in den nächsten Jahren europaweit die Erfüllung der Protokolle überprüfen zu können.

Die bisherigen Ergebnisse machen deutlich, wie sehr Österreich durch die Emissionen anderer Staaten belastet wird und welche Bedeutung daher Emissionsminderungen im benachbarten Ausland für Österreich haben.

5.1.3 Messungen im Rahmen des OECD–Oxidantienprogrammes zur Erfassung der großräumigen Ozonbelastung

Das OECD–Projekt MAP (Major Air Pollutants), das 1983 startete, hatte unter anderem zum Ziel, das Ausmaß großräumig auftretender photochemischer Oxidantien–Episoden über Westeuropa abzuschätzen und die bestmöglichen Emissionsminderungsmaßnahmen – unter Angabe der geschätzten Kosten – zu nennen. Die Umsetzung dieser Emissionsminderungsmaßnahmen hat das Ziel, solche Episoden künftig nicht mehr entstehen zu lassen.

Das Projekt hatte folgende Schritte zu durchlaufen:

– Definition der Oxidantien–Episode,

– Auswahl geeigneter Episoden,

– Festlegung der Fläche, für die die Aussagen Gültigkeit haben (Westeuropa inkl. Österreich bis zum Alpenhauptkamm),

– Auswahl der anzuwendenden Modelle (meteorologisches Transportmodell, chemisches Submodell),

– Festlegung des Bezugsjahres (1980),

– Emissionsabschätzungen,

– Festlegung der Szenarien für Maßnahmen zur Emissionsreduktion,

– Abschätzung dieser Kosten,

– Modellberechnungen.

Für die Modellberechnungen wurden drei Episoden aus dem Beginn der 80er Jahre herangezogen. Für diese Episoden und für ausgewählte Reduktionsszenarien wurde die fiktive Ozonimmission berechnet und der tatsächlich vorhandenen gegenübergestellt. So wurde abgeschätzt, wie sich die Größe der Fläche und die Dauer der Zeit, in der der Einstundenmittelwert von Ozon von 0,200 mg / m^3 überschritten wurde, verändert hätten.

Österreich beteiligte sich an diesem internationalen Programm durch Bereitstellung der erforderlichen Emissionsabschätzungen (Stickstoffoxide, Kohlenwasserstoffe ohne Methan) und der Ozonmeßdaten der Meßstelle des Umweltbundesamtes in Illmitz (Burgenland) seit Sommer 1980.

Tab. 3: Ergebnisse der Szenarienberechnung für Emissionsreduktionen mit dem SAI–RTM III–Modell für OECD–Europa

Art der Reduktion (Szenario Nr.)	*NO_x–Reduktion in % von 1980*	*VOC–Reduktion in % von 1980*	*Gesamtkosten in Mio. ECU*	*Mittlere Kosten 1987 in ECU / t Emissionsminderung*
keine (0)*	–	–	–	–
Maximum VOC (1)	*24*	*32 / 48***	*16.120*	*1.884*
Maximum NO_x (2)	*55*	*17*	*17.042*	*1.703*
Maximum NO_x + Maximum VOC (3)	*55*	*32 / 48***	*19.399*	*1.549*
EG Großfeuerungsanlage (4)	*19*	*0*	*2.613*	*1.081*
EG Übereinkommen Luxemburg (5)	*15*	*11*	*****	*****
Maximum Lösungsmittel + Petroleum Sektor (6)	*0*	*14*	*964*	*413*
*Maximum VOC + mittlere NO_x **** (7)*	*31*	*32*	*16.472*	*1.737*
*Maximum NO_x + mittlere VOC ***** (8)*	*55*	*23*	*19.130*	*1.602*
US Verkehrs–Norm 1983 (9)	*28*	*17*	*16.703*	*1.740*
Maximum aller Punktquellen (10)	*24*	*8*	*3.673*	*762*
Maximum der Punktquellen (11)	*0*	*8*	*745*	*419*

* *Basisszenario 1980*
** *linker Wert: bezogen auf Gesamtemission (natürlich und anthropogen) in OECD–Europa*
rechter Wert: bezogen auf anthropogene Emissionen in OECD–Europa
*** *zu geringes Datenmaterial für eine Kostenabschätzung*
**** *"mittlere NO_x–Reduktion" bedeutet maximale Reduktion auf dem Verkehrssektor*
***** *"mittlere VOC–Reduktion" bedeutet 30%ige Reduktion im Lösungsmittelsektor (z.B. Ziel in Frankreich)*

Unter großräumiger photochemischer Oxidantien–Episode wurde folgende Situation verstanden: über weiten Teilen von Europa treten an nicht–städtischen Meßstellen mindestens drei Tage hindurch Ozonkonzentrationen auf, die zumindest 0,160 mg / m^3 als Einstundenmittelwert betragen.

Tab. 3 bringt einen Überblick über Szenarien zur Emissionsreduktion, einschließlich des jeweils dafür erforderlichen Kostenaufwands. Das Basisszenario (Nr. 0) stellt die Emissionsbedingungen 1980 ohne jede Emissionsreduktion dar, die Szenarien 1 bis 3 die Emissionen unter Berücksichtigung des Standes der Technik des Jahres 1980 mit maximaler Stickstoffoxide (NO_x)–, Volatile Organic Compound(VOC)– bzw. NO_x + VOC–Reduktion, die Szenarien 4 und 5 die Emissionen unter Berücksichtigung der EG–Regelungen, Szenario 9 die Emissionen bei Anwendung der USA–Verkehrsnorm 1983, die Szenarien 10 und 11 beinhalten die Emissionen bei emissionsmindernden Maßnahmen ausschließlich an Punktquellen. Das größte NO_x–Reduktionsausmaß wäre mit 55 % gegenüber 1980 bei den Szenarien 2, 3 und 8 gegeben, das größte VOC–Reduktionsausmaß mit 32 % bei den Szenarien 1, 3 und 7. Alle genannten Zahlen gelten für die Gesamtheit der europäischen OECD–Staaten.

Gemessen an den Gesamtkosten wären die Szenarien 3 und 8 die teuersten (aber auch maximal wirksam bezüglich der NO_x–Minderung), pro Tonne reduzierter

Emission die Szenarien 1 (am wirkungsvollsten bei VOC) und 9, wobei Szenario 9 allgemein nur eine mittlere Emissionsreduktion bewirken würde.

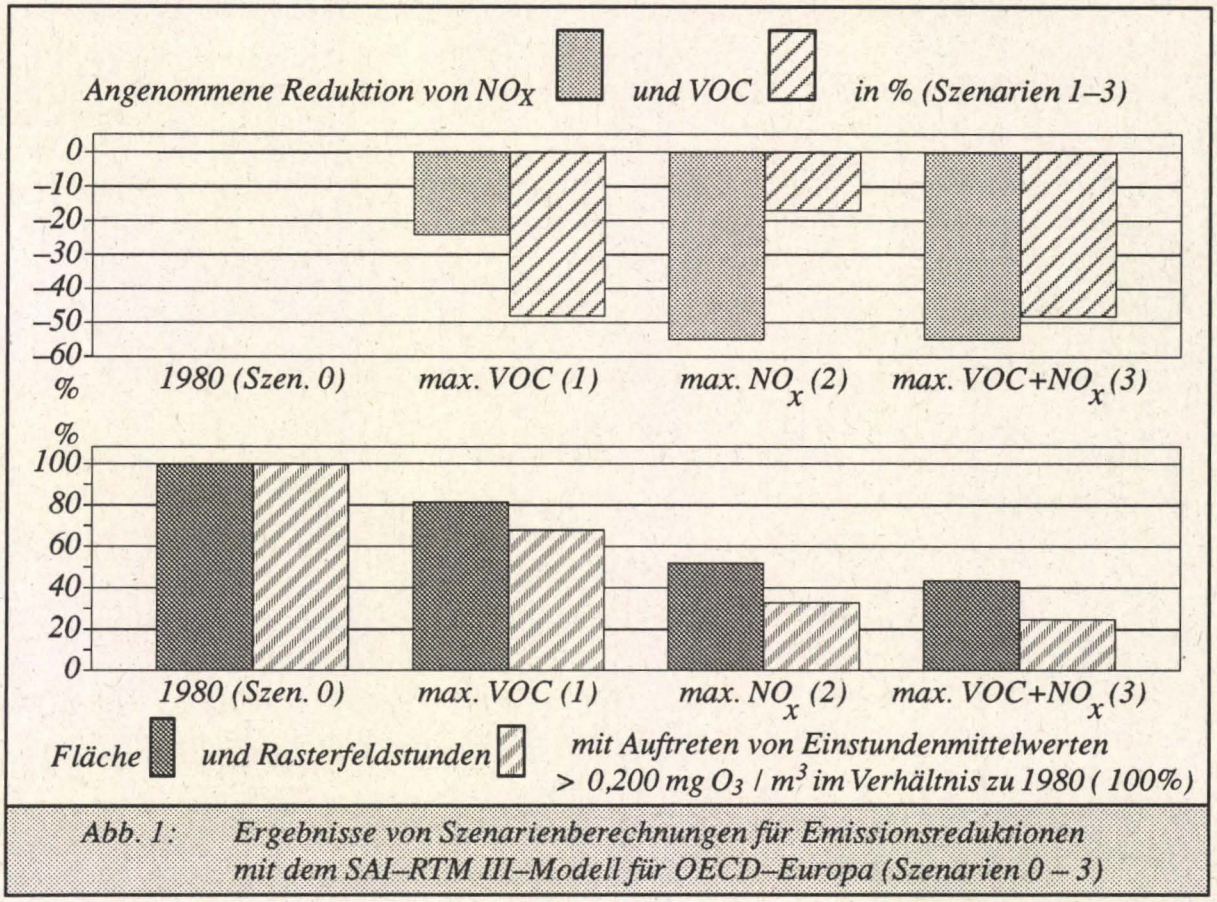


Abb. 1: Ergebnisse von Szenarienberechnungen für Emissionsreduktionen mit dem SAI–RTM III–Modell für OECD–Europa (Szenarien 0 – 3)

Abb. 1 veranschaulicht ausgewählte Beispiele der Modellberechnungen; sie zeigt für die Szenarien 0 bis 3 die gegenüber 1980 (= 100 %) veränderte Fläche sowie die Anzahl jener "Rasterfeldstunden", in denen der Einstundenmittelwert von 0,200 mg O_3 / m^3 weiterhin überschritten würde.

Es zeigt sich somit, daß die in den Szenarien angenommenen Maßnahmen nicht ausreichen, um die kurzfristige Ozonbelastung generell soweit zu senken, daß der gewählte Wert von 0,200 mg O_3 / m^3 nicht überschritten würde.

Zusammengefaßt ergeben die Berechnungen im wesentlichen folgendes:

– Die Spitzenkonzentrationen von Ozon während photochemischer Smogepisoden können durch NO_x– und VOC–Reduktionsmaßnahmen in vielen Teilen Europas verringert werden.

– Die konsequente Anwendung des Standes der Technik erlaubt es, bezogen auf die Emission von 1980, die NO_x–Emission um 55 %, die VOC–Emission um 32 % zu reduzieren.

– Die größte Ozonreduktion ergibt sich erwartungsgemäß bei einer gleichzeitigen Reduktion beider Vorläufersubstanzen.

– Die Ozonreduktion verläuft nicht linear zu der der Vorläufersubstanzen.

– Will man künftig in ganz Europa die WHO–Guidelines (0,200 mg Ozon / m^3 als Einstundenmittelwert) einhal-

ten, müßten weitere neue Technologien entwickelt und angewandt werden sowie strukturelle Änderungen in der Infrastruktur der einzelnen Staaten durchgeführt werden.

- Da die Emissionen des Kraftfahrzeugverkehrs die größte Gruppe der anthropogenen Verunreinigungen in OECD–Europa sind (VOC – 44 %, NO_x – 54 %), sind möglichst alle Regelungen für mobile Quellen anzuwenden, um in effizienter Weise großflächig die Ozonbelastung zu reduzieren.
- Die zweit– und drittgrößte Gruppe der anthropogenen VOC–Emissionen sind die Lösungsmittel (37 %) und Emissionen der Petroindustrie (6 %); bei NO_x sind dies Emissionen der kalorischen Kraftwerke (24 %) und der Industrie (15 %).
- Die technisch maximal möglichen Minderungsmaßnahmen, die die VOC–Emissionen 1980 um 32 % (anthropogener Anteil: 48 %) senken würden, kosten (in EG–Währungseinheiten) 1.884 ECU per Tonne verminderter Emission; die NO_x–Emissionen (Reduktion um maximal 55 % gegenüber 1980) kosten im Mittel 1.700 ECU per Tonne verminderter Emission.
- Ohne weitere Maßnahmen würden aufgrund steigenden Energieverbrauches, steigender Kilometerleistung etc. die Emissionen weiter anwachsen.
- Die Minderungsmaßnahmen im Hinblick auf Ozon bewirken gleichzeitig auch eine lokale Verbesserung der Luftsituation bei Stickstoffoxiden und Kohlenwasserstoffen, eine Minderung des Eintrages in den Boden und eine Minderung weiterer sekundärer Luftschadstoffe (wie z.B. Peroxyacetylnitrat – PAN).
- Wenn gegenüber 1980 keine Maßnahmen in OECD–Europa gesetzt würden, bedeutet dies, daß im Jahr 2000 die NO_x–Emissionen um 8 % und die VOC–Emissionen um 36 % gegenüber 1980 ansteigen würden.

5.2 Arbeitsgruppen der UN–ECE

5.2.1 Task Force on By–Product Utilization and Waste Management from Fuel Treatment and Combustion

Die Erkenntnis über die starke Belastung der Umwelt durch Verbrennungsemissionen sowie internationale Übereinkommen zur Begrenzung dieser Schadstoffe, insbesondere die UN–Konvention 1979 zur Begrenzung weiträumiger grenzüberschreitender Luftschadstoffe, führte zu verschiedenen emissionsmindernden Maßnahmen.

Diese Maßnahmen umfassen unter anderem nachgeschaltete Rauchgasreinigungstechnologien, die vor allem bei großen stationären Emissionsquellen wie kalorischen Kraftwerken oder Industrieanlagen Verwendung finden, bestimmte Verbrennungsmethoden wie z.B. die Wirbelschichtverbrennung oder die Vorbehandlung des Brennstoffes, insbesondere die Entschwefelung von Rohöl.

Bei diesen Methoden der Emissionsreduktion, die vor allem bei Schwefeldioxid, bei Stickstoffoxiden und bei Staub Anwendung finden, werden Restprodukte in Form von Feststoffen und/oder Flüssigkeiten produziert. Diese Restprodukte können entweder wiederverwertet werden, wenn ihre Umweltverträglichkeit gewährleistet ist, oder müssen als Abfall deponiert werden. Da der Anfall an Restprodukten international mit großer Wahrscheinlichkeit weiter steigen wird, andererseits der zur Verfügung stehende Deponieraum immer knapper wird, sollten Technologien, die zu wiederverwertbarem Material führen, eindeutig Vorrang haben vor solchen, die Deponieabfall produzieren.

Beim vierten UN–ECE–Seminar über Emissionskontrolltechnologien bei stationären Quellen 1986 in Graz wurde von den Delegierten der Teilnehmerstaaten der Wunsch nach mehr Information über die Wiederverwertung von Restprodukten aus der Rauchgasreinigung und ökologische Aspekte der Deponierung dieser Stoffe geäußert. In der Folge wurde 1987 eine UN–ECE–Arbeitsgruppe einberufen, mit dem Auftrag, innerhalb von vier Jahren einen Zustandsbericht über die Wiederverwertung und Deponierung von Restprodukten aus der Rauchgasreinigung und Brennstoffbehandlung zu erarbeiten. Der Vorsitz und die Organisation dieser Arbeitsgruppe wurde Österreich übertragen, gewissermaßen als Würdigung der österreichischen Erfolge und Erfahrungen bei der Emissionsreduktion, im speziellen der Reduktion der SO_2–Emissionen.

Zwischen 1988 und 1990 wurden in Salzburg und Wien vier Arbeitstreffen veranstaltet, bei denen Experten der daran teilnehmenden Staaten (Kanada, CSFR, BRD, Finnland, Italien, Holland, Schweden, Großbritannien, USA, Jugoslawien und Österreich) den aktuellen Wissensstand über die Entstehung, analytische Untersuchungen sowie Umweltverträglichkeit und Wiederverwertbarkeit von Reststoffprodukten aus Technologien zur Emissionsreduktion erhoben.

Ferner wurden die in den Staaten verfügbaren Daten über die pro Jahr entstehenden Reststoffmengen aus diesen Prozessen zusammengetragen und eine Abschätzung der Entwicklung bis zum Jahr 2000 durchgeführt (s. Tab. 1).

Tab. 1: Abgeschätzte Reststoffmengen aus Emissionsminderungs–Technologien und deren Zunahme bis zum Jahr 2000 in den an der UN–ECE–Arbeitsgruppe teilnehmenden Staaten

Technologie (produzierter Reststoff)	Reststoffmengen in Österreich 1989	Reststoffmengen in den teilnehmenden Staaten in den 80er Jahren (pro Jahr)	Zunahme bis 2000 (ca.)
Rohöl– und Gas–Entschwefelung (Schwefel)	50.000 Tonnen	13.700.000 Tonnen	15 %
Konventionelle Verbrennung (Flugasche und Rückstandsasche)	421.000 Tonnen	96.800.000 Tonnen	50 %
Wirbelschichtverbrennung (Asche)	55.000 Tonnen	2.000.000 Tonnen	60 %
Rauchgasentschwefelung (Gips, Schwefelsäure, Schwefel, Gemische u.a.)	167.000 Tonnen	368.000.000 Tonnen	200 %
Müllverbrennung (Flugasche und Schlacke)	135.000 Tonnen	13.100.000 Tonnen	20 %

Quelle: UN–ECE Task Force / Umweltbundesamt

Die Zusammensetzung der in Österreich anfallenden Restprodukte der Rauchgasreinigung (mehr als 720.000 Tonnen im Jahr 1989) ist in Tab. 2 dargestellt.

Tab. 2: 1989 in Österreich erzeugte Reststoffe aus Technologien der Rauchgasreinigung

Eingesetzte Technologie	erzeugter Reststoff	Reststoffmengen in Österreich 1989
Rauchgasentschwefelung	Gips	61.000 Tonnen
	Schwefel	10.000 Tonnen
	Schwefeldioxid	30.000 Tonnen
	Schwefelsäure	12.000 Tonnen
	Schlamm aus Trocken– oder Sprühabsorptionsverfahren	38.000 Tonnen
	Natrium–Verbindungen	16.000 Tonnen
	SUMME	**167.000 Tonnen**
Konventionelle Verbrennung	Rückstandsasche	25.000 Tonnen
	Braunkohlen–Flugasche	296.000 Tonnen
	Steinkohlen–Flugasche	80.000 Tonnen
	Biomasse–Flugasche	20.000 Tonnen
	SUMME	**421.000 Tonnen**
Müllverbrennung	Schlacke	120.000 Tonnen
	Flugasche	15.000 Tonnen
	SUMME	**135.000 Tonnen**

Quelle: UN–ECE Task Force / Umweltbundesamt

Dieser Anfall von Restprodukten ist in den letzten Jahren stark gestiegen, da aufgrund behördlich vorgeschriebener Emissionsgrenzwerte in Österreich bei den meisten Großemittenten Anlagen zur Rauchgasentschwefelung mit steigender Abscheideleistung installiert wurden (s. Tab. 3):

Tab. 3: Rauchgasentschwefelung in ausgewählten kalorischen Kraftwerken, Großanlagen der Industrie und Müllverbrennungsanlagen in Österreich (Stand Anfang 1990)

Unternehmen	Reduktionsprozeß	Standort	Kapazität MW_e	Brennstoff	Reduktions–effizienz (%)	Betrieb seit
Österr. Draukraft–werke (ÖDK)	Trockeninjektion	Voitsberg II	65	Braunkohle	57	1983
	Chemico–Gypsum	Voitsberg III	330	Braunkohle	> 90	1986
	Trockeninjektion	St. Andrä II	110	Braunkohle	80	1986
	Trockeninjektion	Zeltweg	137	Steinkohle	80	1987
VKG	Sprühabsorption	Dürnrohr	405	Steinkohle	> 90	1986
NEWAG	Sprühabsorption	Dürnrohr	320	Steinkohle	> 90	1986
STEWEAG	Chemico–Gypsum	Mellach	220	Steinkohle	> 90	1986
OKA	Chemico–Gypsum	Riedersbach II	160	Braunkohle	95	1986
Salzburger Stadtwerke	Sprühabsorption	FHW Mitte	112 MW_{th}	Braunkohle	95	1987
Ölraffinerie der ÖMV	Wellmann–Lord	Schwechat	163	Schwere Ölfraktionen	> 90	1985
Frantschach Zellstoff AG	Zirkulierende Wirbelschicht	St. Gertraud	38 MW_{th}	Braunkohle, Rinde	> 90	1982
Papierfabrik Hamburger	Stationäre Wirbelschicht	Pitten	66 MW_{th}	Braunkohle, Briketts	90	1985
Leykam Zellstoff u. Papier AG	Zirk. Wirbelsch.	Gratkorn	140 MW_{th}	Braunkohle	> 90	1986
	Stat. Wirbelsch.	Gratkorn	27 MW_{th}	Rinde	50	1982
Heizbetriebe Wien	Electrodynamic–Ventury–System	Flötzersteig	180.000 t/a	Hausmüll	< 20 mg/m^3*	1985
		Spittelau	210.000 t/a	Hausmüll	< 20 mg/m^3*	1986
Entsorgungsbetr. Simmering EBS	Electrodynamic–Ventury–System	Simmering	100.000 t/a	Sondermüll	< 100 mg/m^3*	1989

Quelle: UN–ECE Task Force / Umweltbundesamt

* mg/m^3 SO_2 in gereinigter Abluft (Maximalwerte lt. Betreiberangaben)

In dem 1991 vom Umweltbundesamt in enger Zusammenarbeit mit der ECE veröffentlichten Abschlußbericht der Arbeitsgruppe wird in den Schlußfolgerungen und Empfehlungen darauf hingewiesen, daß die Vermeidung von Restprodukten am wirksamsten auf indirektem Weg durch Energieeinsparung und Effizienzsteigerung der Energieumwandlung erreicht werden kann; diese Maßnahmen sollen daher höchste Priorität erhalten.

Bei der Emissionsreduktion sollten insbesondere jene Technologien eingesetzt werden, bei denen umweltverträgliche und sinnvoll wiederverwertbare Restprodukte anfallen.

Wenn dies aus technischen Gründen nicht möglich ist, sollten die anfallenden Stoffe zumindest in eine Form gebracht werden, daß sie ohne Gefährdung der Umwelt und auf möglichst kleinem Volumen deponiert werden können.

Lit.: UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE (ECE), Convention on Long–Range Transboundary Air Pollution (1991): By–Product Utilization and Waste Management from Fuel Treatment and Combustion. Status Report. Conference Papers, Vol. 4. Austrian Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Vienna.

5.2.2 Working Group on Effects

Zur Vollziehung der Konvention über weiträumige, grenzüberschreitende Luftverunreinigung und ihrer Protokolle (siehe 5.1.1) wurde von der UN–ECE ein Executive Body (EB) mit angeschlossenen Arbeitsgruppen installiert.

Eine dieser Arbeitsgruppen ist die "Working Group on Effects". Der Arbeitsschwerpunkt dieser Gruppe ist die Erfassung des Ist–Zustandes der Luftverunreinigung in Europa bzw. deren Auswirkungen auf die verschiedenen Ökosysteme.

Unter der "Working Group on Effects" laufen folgende Programme:

(1) ICPs (International Co–operative Programmes)

Die ICPs haben die Abschätzung und Überwachung von Luftverunreinigung zum Ziel. Schwerpunkte dieser Programme sind die Auswirkungen der Luftverunreinigung auf:

- Wald,
- Versauerung von Flüssen und Seen,
- Materialien (historische und kulturelle Bauwerke),
- landwirtschaftliche Nutzpflanzen.

Österreich nimmt nur an dem ICP zum Thema "Wald" teil und wird von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt vertreten. Ziel des Programmes ist es, den Zustand der Wälder in den Mitgliedsstaaten der ECE durch vergleichbare Erhebungen zu erfassen, um räumliche Unterschiede der Waldschäden und zeitliche Entwicklungen zu erfassen und somit Zusammenhänge zwischen Luftschadstoffen und Waldschäden aufzuklären.

(2) Pilotprogramm über Integrated Monitoring

Das Umweltbundesamt ist National Focal Center für die Einrichtung von Integrated–Monitoring–Stationen in Österreich.

Die Hauptziele des Integrated Monitoring Programmes sind Erfassung und Voraussage des Zustandes und der Veränderung von Ökosystemen unter dem Einfluß von anthropogenen (grenzüber–schreitenden) Schadstoffen. Diese Ziele können nur durch interdisziplinäre Arbeiten, die Stoffflüsse in Ökosystemen erfassen, erreicht werden. Dabei werden chemische und physikalische Analysen von Luft, Niederschlag, Boden, Boden–, Grund– und Oberflächenwasser durchgeführt, sowie biologische Parameter aufgenommen.

Bei den Langzeit–Umweltbeobachtungsgebieten des Integrated Monitoring handelt es sich um hydrologisch definierte Wassereinzugsgebiete. Durch jahrelange Zeitreihen können Veränderungen frühzeitig erkannt und Grundlagen für umweltpolitische Entscheidungen geschaffen werden.

(3) Mapping of Critical Levels and Loads

Ziel dieses Programmes ist es, die direkten Effekte der Schadstoffkonzentrationen von SO_2, NO_x und Ozon (z.B. Verwitterung von Materialien) mittels Vergleich mit kritischen Konzentrationen (Critical Levels) und die indirekten Effekte durch die langfristig auftretende Deposition von Schwefel– und Stickstoffverbindungen (z.B. Einflüsse auf die Vegetation durch Bodenversauerung) zu erfassen. Diese Werte werden durch Vergleich mit kritischen Depositionen *("Critical Loads")* flächenhaft für ganz Europa dargestellt. Die Ergebnisse, die im Sommer 1991 vorliegen sollen, bilden die Grundlagen für die Revision des Helsinki–Protokolls zur SO_2–Reduktion und die Revision des Technischen Annexes des Sofia–Protokolls zur NO_x–Reduktion sowie für die Umsetzung der geplanten europaweiten Luftschadstoffreduktion auf Basis des *"Critical–Loads"*–Ansatzes [siehe (4)].

Die Empfindlichkeit der Ökosysteme wird aus diversen ökologischen Parametern (in bezug auf Böden, Vegetation, Gewässer, Fauna etc.) teils mit statischen, teils mit dynamischen Modellen abgeleitet und flächenhaft hochgerechnet. Gleichzeitig werden aus den verfügbaren nationalen und internationalen Daten Karten über die tatsächliche Schadstoffbelastung erstellt.

Für die gesamteuropäische Darstellung wird der EMEP–Raster von 150 x 150 km verwendet. Die Ergebnisse der einzelnen Staaten werden in höherer Auflösung vorliegen.

Österreich nimmt aktiv am Mapping–Programm mit der Darstellung nationaler Karten teil. Das Umweltbundesamt fungiert dabei als National Focal Center und koordiniert die Beiträge folgender Institutionen:

- Institut für Analytische Chemie der TU–Wien: Aktuelle Schadstoffdeposition in Österreich;
- Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf: Erarbeitung der Basiskarten, Ableitung der Critical Loads;
- IIASA: Statisches und dynamisches Modell zur Ableitung der Critical Loads.

Unter der Group of Economic Experts on Air Pollution Problems, aber in enger Zusammenarbeit mit der Mapping–Gruppe arbeitet die Integrated Assessment Modelling Group.

(4) Integrated Assessment Modelling

In dieser Gruppe wird das Modell erarbeitet, mit dem die erforderlichen Emissionsreduktionen in den Einzelstaaten auf der Basis des *Critical Loads*–Ansatzes berechnet werden sollen. Der *Critical Loads*–Ansatz verfolgt das Ziel, daß nirgends in Europa kritische Depositionen, die Ökosysteme schädigen könnten, überschritten werden. Da dieses Ziel nicht in einem Schritt erreichbar ist, sollen als Zwischenstufe sogenannte *Target Loads* definiert werden, die höher sind als die *Critical Loads*. Die Modelling–Gruppe beabsichtigt die Verwendung des RAINS–Modells der IIASA, um die Schadstoffreduktionen zu bestimmen, die die Einhaltung der *Target* bzw. *Critical Loads* gewährleisten.

5.3 Natur und Landschaft

5.3.1 Internationaler Feuchtgebietsschutz: Kontrolle der im Ramsar–Abkommen ausgewiesenen österreichischen Gebiete

Über die österreichischen "Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung", die nach der 1971 in Ramsar (Iran) unterzeichneten Konvention unter Schutz stehen (s. 1.5.3), fehlten bis noch vor kurzer Zeit nähere Angaben über Zustand, Schutzstatus, Nutzungsintensität und Naturschutzkonflikte.

Das Umweltbundesamt führt mit einer Bestandsaufnahme eine Grundlagenerhebung durch, die sowohl der Bekanntmachung international eingegangener Verpflichtungen als auch einen Bericht über den derzeitigen Zustand mit Vorschlägen für eine zukünftige Entwicklung ermöglichen soll.

Fünf Gebiete in Österreich erfüllen die angegebenen Kriterien, die sich an definierten Mindestzahlen durchziehender und überwinternder Wasser– und Watvögel orientieren. Diese wurden von der Österreichischen Bundesregierung als Schutzgebiete nach der Ramsar–Konvention (BGBl. 225/1983) nominiert (Neusiedlersee mit Lacken im Seewinkel, Donau–March–Auen, Untere Lobau, Stauseen am Unteren Inn, Rheindelta/Bodensee).

Mit dem 1. Ramsar–Bericht des Umweltbundesamtes (1990) liegt eine umfassende Darstellung der Situation im Gebiet Rheindelta/Bodensee sowie ein Vorbericht über das Gebiet der Marchauen vor. Derzeit wird an der Bestandsaufnahme "Innauen" gearbeitet, deren Endbericht als Band 2 der Ramsar–Berichte vorgesehen ist.

(1) Rheindelta

Das Rheindelta liegt am südöstlichen Bodenseeufer zwischen der Mündung des ursprünglichen Rheinlaufes im Westen (Alter Rhein) und dem seit 1900 bestehenden Rheinkanal (Neuer Rhein) im Osten. Im Jahr 1976 wurden über 19 km² zum Naturschutzgebiet erklärt, wovon mehr als die Hälfte auf Wasserflächen entfallen.

Von zahlreichen Ornithologen werden seit vielen Jahren exakte Bestandsaufnahmen der Vogelwelt durchgeführt. Einerseits konnte dadurch das erstmalige Auftreten von seltenen Vogelarten in Österreich, teilweise sogar erstmals in Mitteleuropa, nachgewiesen werden, und andererseits ist die genaue Dokumentation der Bestandesveränderungen der Vogelwelt als Reaktion auf veränderte Umweltbedingungen möglich.

Aufgrund der ausgedehnten Flachwasserbereiche, des Nahrungsreichtums sowie eisfreier Wasserflächen auch im Winter, ist das Rheindelta der bedeutendste Winterrastplatz für Wasservögel in Österreich. Besonders bemerkenswert sind die Rast– und Überwinterungsbestände von Haubentaucher, Gänsesäger, Singschwan, Schnatterente, Spießente, Kolbenente, Bergente, Eiderente und Samtente. Die Rastbestände des Großen Brachvogels mit bis mehr als Tausend Exemplaren sind für Mitteleuropa einzigartig.

Obwohl das Rheindelta in vergangenen Jahrzehnten bedeutende Veränderungen erfahren hat – der Wasserstand im Großteil des Gebietes wird seit der Einpolderung Anfang der 60er Jahre künst-

lich reguliert, und Siedlungsbereiche und Intensivlandwirtschaft breiten sich aus – sind noch großflächige, extensiv bewirtschaftete Streuwiesen mit teilweise stark gefährdeten Pflanzen erhalten. Erwähnt sei nur die weite Verbreitung des Wassernabels (Hydrocotyle vulgaris), der im Rheindelta das einzige Vorkommen in Österreich hat.

Um die Bedeutung des Gebietes auch für die Zukunft zu gewährleisten, sind einige Maßnahmen zu treffen:

- Für die landseits des Polderdammes gelegenen Flächen ist die Naturschutzverordnung jeweils auf fünf Jahre befristet. Eine unbefristete Unterschutzstellung aller Flächen ist notwendig.
- Die zunehmende Austrocknung von großen Bereichen führt zu Veränderungen in der Vegetation und zur Abnahme der Brutvogelbestände. Eine Anhebung des Grundwasserstandes, zumindest in manchen Bereichen, würde eine deutliche Verbesserung der Situation schaffen.
- Um die durch Freizeitverkehr verursachten Störungen zu mindern, sind Maßnahmen zur Besucherlenkung zu treffen.
- Die für Boote gesperrten Wasserflächen sind zu klein, um den Wasservogelscharen ausreichend ungestörte Nahrungs–, Mauser– und Rastplätze zu bieten. Eine großzügige Erweiterung dieser Bereiche ist daher notwendig.
- Die Wasservogeljagd, besonders auf Haubentaucher, Gänsesäger und Kormoran, ist mit den Anforderungen an ein Wasservogelschutzgebiet nicht zu vereinbaren und die Einstellung im Naturschutzgebiet daher zu fordern.

Um weitere Verluste der westlich des Naturschutzgebietes gelegenen, ornithologisch und botanisch äußerst wertvollen Kopfbinsenrieder (Schoeneten) zu verhindern, ist die Integration dieser Flächen in das Naturschutzgebiet notwendig.

(2) March–Thaya–Auen

Kein anderer Lebensraum in Ostösterreich weist eine der Aulandschaft der Donau, March und Thaya vergleichbare Vielfalt auf.

Während an der Donau zur Zeit Nationalparkplanungen anlaufen, ist nach Erhebungen des Umweltbundesamtes die Aulandschaft an der March und Thaya in zunehmendem Maß bedroht. Trotz des Status "Landschaftsschutzgebiet", mehrerer Naturschutzgebiete und der Ausweisung als eines der fünf international beachteten RAMSAR–Gebiete Österreichs, konnte beispielsweise der drastische Rückgang der Auwiesen nicht gestoppt werden.

Im Sommer 1990 gab das Umweltbundesamt eine Infrarot–Befliegung der March–Thaya–Auen in Auftrag. Erfaßt wurden sowohl die österreichischen als auch die slowakischen und tschechischen Auengebiete.

Diese Befliegung bildet nunmehr die Grundlage für eine umfangreiche Erhebung und Entwicklungskontrolle der Landschaftsstruktur. Nach der trigonometrischen Bearbeitung erfolgt 1991 die Ausweisung unterschiedlicher Biotoptypen. So etwa der Wiesenflächen, die in verschiedenen Zustandskategorien (gemäht und stark verbracht) im geographischen Informationssystem des Umweltbundesamtes vorliegen werden. Mit Hilfe der Anwendermöglichkeiten dieses Systems soll eine flexible Grundlage für Modelle zur Landschaftspflege etc. zur Verfügung stehen.

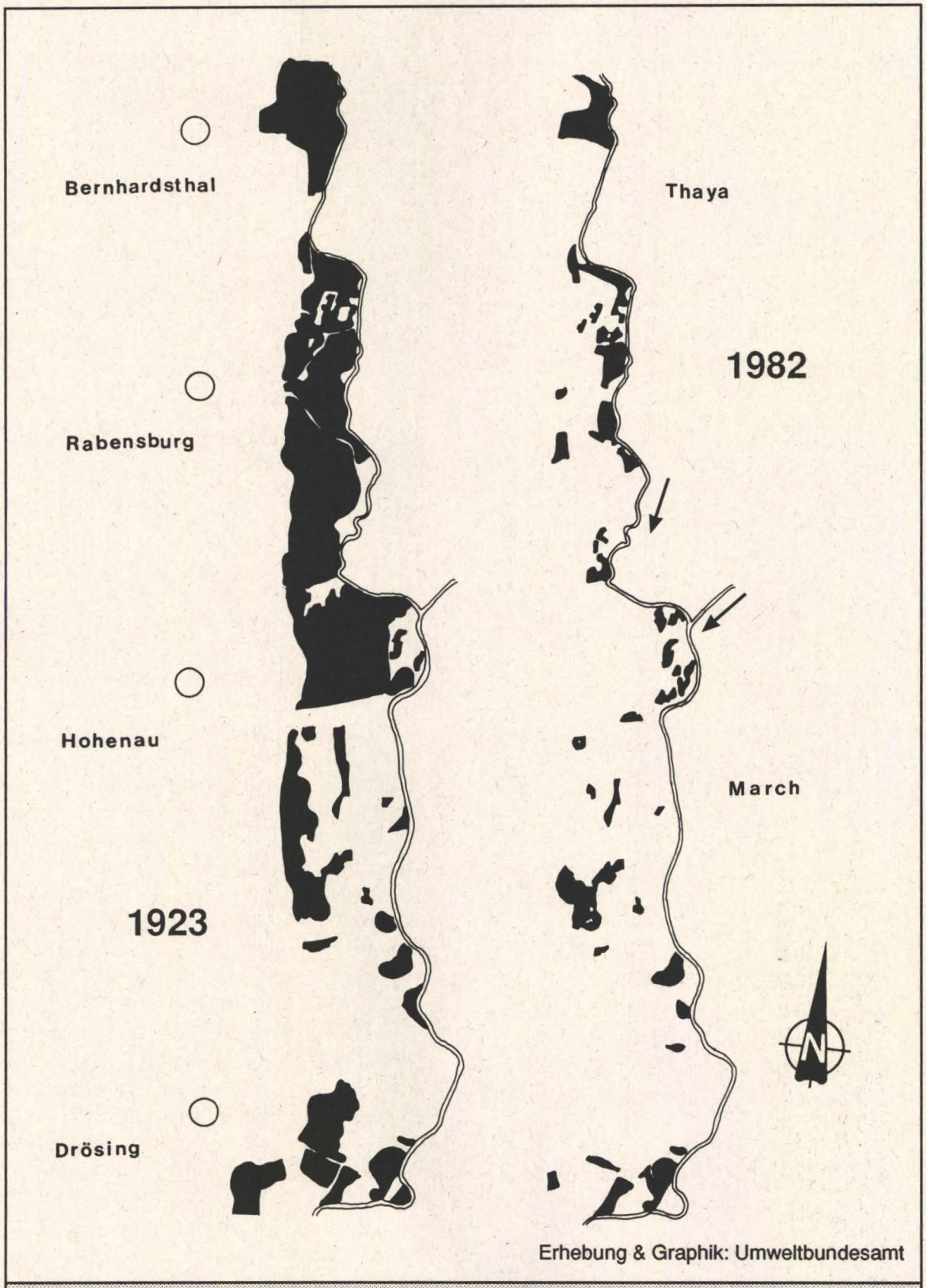


Abb. 1: Rückgang der Auenwiesen an Thaya und March im Zeitraum 1923 bis 1982

Die nachfolgenden Kartierungsarbeiten werden im engeren Kontakt mit slowakischen und auch tschechischen ("March–Thaya–Winkel") Kollegen erfolgen.

Eine Vorerhebung der Wiesenentwicklung an March und Thaya durch das Umweltbundesamt (s. Abb. 1) zeigt eine nach wie vor anhaltende dramatische Abnahme des zur Zeit am meisten gefährdeten Landschaftselementes. Heute sind etwa 80 % des ursprünglichen Wiesenbestandes umgebrochen.

Parzellengenaue Detailkartierungen des Umweltbundesamtes sowie damit verbundene Management– und Entwicklungsvorschläge werden zur Zeit in drei Projektgebieten (Lange Lüsse, Markthof; Hauswiese, Baumgarten; in Ausarbeitung: "Große Wiese", Ringelsdorf) als Grundlage für Maßnahmen zur Erhaltung der Wiesen herangezogen.

Es sind u.a. Wiesenerhaltungsprogramme erforderlich, die mittels Ausgleichszahlungen die nicht mehr rentable Nutzung der Wiesen ermöglichen sollen. Mit dieser Maßnahme soll die Bewirtschaftung aufrecht erhalten und eine zunehmend voranschreitende Verbrachung bzw. Aufforstung des noch vorhandenen Grünlandes aufgehalten werden.

Lit.: GRABHER, M.; BLUM, V.; FARASIN, K.; LAZOWSKI, W. (1990): RAMSAR – Bericht 1: Rheindelta / Marchauen. Monographien 18. Umweltbundesamt, Wien.

5.3.2 Alpenkonvention

Die Alpen stellen einen Naturraum von gesamteuropäischer Bedeutung dar. Soziale und ökonomische Veränderungen haben jedoch in den letzten Jahrzehnten zu steigenden Konflikten zwischen wirtschaftlichen Interessen und Anliegen des Natur– und Umweltschutzes geführt.

Technische Eingriffe und Erschließungsmaßnahmen für den Fremdenverkehr, die starke Zunahme des Verkehrs, sowie andere Umweltbelastungen, bewirken die zunehmende Gefährdung der sensiblen alpinen Ökosysteme.

Um die Alpen als Lebens– und Erholungsraum auch für künftige Generationen zu sichern, muß ökologischen Belangen in Zukunft der Vorrang eingeräumt werden.

Im Oktober 1989 fand in Berchtesgaden (Bundesrepublik Deutschland) die erste internationale Alpenkonferenz der Umweltminister statt. Im Rahmen dieser Konferenz wurde von den Umweltministern der sieben Alpenstaaten (Schweiz, Liechtenstein, Italien, Bundesrepublik Deutschland, Jugoslawien, Frankreich, Österreich) und dem für Umweltfragen zuständigen Kommissär der Europäischen Gemeinschaften eine Resolution zum Schutz der Alpen verabschiedet.

In dieser Resolution geben die Umweltminister ihrem Willen Ausdruck, gemeinsam Maßnahmen zum Schutz der Alpen zu setzen. Bis zur zweiten Alpenkonferenz der Umweltminister, die November 1991 in Österreich stattfindet, wird unter Federführung des österreichischen Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie eine völkerrechtlich verbindliche Rahmenkonvention zum Schutz der Alpen (Alpenkonvention) ausgearbeitet.

Die Ausarbeitung der Konvention erfolgt in einer "Arbeitsgruppe Hoher Beamter", der Vertreter aller sieben Alpenstaaten sowie der EG angehören. Weiters sind in dieser Arbeitsgruppe sowohl staatliche Organisationen, die sich speziell mit Problemen des alpinen Raumes befassen (ARGE Alpenländer, Alpen–Adria und Westalpen), als auch einschlägig tätige

internationale nichtstaatliche Organisationen (CIPRA, IUCN) vertreten.

Mit der Unterzeichnung der Konvention anläßlich der zweiten Alpenkonferenz am 6./7. November 1991 in Salzburg soll ein erster Schritt gesetzt werden, vergleichbare Rahmenbedingungen für die Alpenstaaten zu schaffen und gemeinsame Zielvorgaben und Maßnahmen zum Schutz der Alpen zu verwirklichen.

Diese Rahmenkonvention soll durch Protokolle, die vorerst die Bereiche Naturschutz, Berglandwirtschaft, Raumplanung, Verkehr und Tourismus behandeln, konkretisiert werden.

Die Protokolle werden verbindliche Maßnahmen und Empfehlungen für die einzelnen Themenbereiche enthalten; sie werden von Unterarbeitsgruppen erstellt, in denen ebenfalls alle sieben Alpenstaaten sowie die EG vertreten sind.

Pilotprojekt Alpenbiotopkartierung

Im Zuge der Erstellung der Alpenschutzkonvention ist u.a. die Ausarbeitung eines Naturschutzprotokolls vorgesehen, das auch Anregungen für eine vergleichbare Alpenbiotopkartierung vorsieht.

Das grenzüberschreitende Pilotprojekt Alpenbiotopkartierung, das vom Umweltbundesamt mit Unterstützung des Amtes der Salzburger Landesregierung und in Zusammenarbeit mit dem Bayerischen Landesamt für Umweltschutz durchgeführt wird, soll einen Beitrag zur Erarbeitung einer gemeinsamen methodischen und systematischen Vorgangsweise liefern.

Dieses Projekt ist nicht nur deshalb als "Pilotprojekt" zu bezeichnen, weil es erstmals grenzüberschreitend durchgeführt wird, sondern auch weil die Ergebnisse und Erfahrungen bezüglich Methodik und Genauigkeit der Erhebung und des Zeit– und Kostenaufwandes als Vorgabe bzw. Erfahrungsmaßstab für weitere Biotopkartierungen dieser Art dienen sollen.

Das Kartierungsgebiet auf österreichischer Seite umfaßt die Talböden östlich der Saalach (Gemeinde Unken) und reicht bis in die Gipfelregionen der Reither Alpe und des Sonntagshorns, die einen Teil des Naturschutzgebietes "Salzburger Kalkhochalpen" bilden.

Das Kartierungsgebiet auf bayerischer Seite grenzt unmittelbar an das österreichische Gebiet und beinhaltet einen Teil des Nationalparks "Berchtesgaden" und zwei weitere Erhebungsgebiete im Bereich von Garmisch und Traunstein.

Die Erhebung und Auswertung erfolgt nach einer vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz und vom Umweltbundesamt akkordierten Kartierungsanleitung. Die langjährige Erfahrung des Bayerischen Landesamtes auf dem Gebiet der Biotopkartierung wird eine wertvolle Unterstützung während der gesamten Projektdauer sein.

Die Auswertung und der Abschlußbericht werden gemeinsam mit dem Bayerischen Landesamt für Umweltschutz 1991 erstellt. Im Rahmen der zweiten internationalen Alpenkonferenz der Umweltminister soll dieses Projekt als Pilotprojekt auf dem Gebiet der Alpenbiotopkartierung vorgestellt werden.

5.3.3 Förderungsprogramme zum Schutz der Kulturlandschaft in Europa

In den dicht besiedelten, landwirtschaftlich intensiv genutzen Gebieten Mittel– und Westeuropas ist eine zunehmende Verarmung und Monotonisierung der Landschaft festzustellen. Um dieser Entwicklung entgegenzuwirken, werden in einigen europäischen Staaten, darunter auch in Österreich, Maßnahmen zum Schutz der traditionellen Kulturlandschaft getroffen.

Um einen Vergleich zu den Förderungsprogrammen in Österreich zu erlangen (eine diesbezügliche Studie wird zur Zeit ausgearbeitet), hat das Umweltbundesamt eine Erhebung über Förderungsprogramme zum Schutz der Kulturlandschaft in Form einer Umfrage in den europäischen Staaten durchgeführt. Dabei zeigte sich, daß in der Bundesrepublik Deutschland und in der Schweiz zahlreiche Programme existieren. Aber auch andere Staaten (Belgien, Dänemark, Italien, Großbritannien, Frankreich, Niederlande und Schweden) setzen derartige Maßnahmen oder sind an deren Entwicklung interessiert (CSFR und Jugoslawien). Die eingeholten Informationen beziehen sich auf die Förderungshöhe, die abwickelnden Stellen, die Bewirtschaftungsauflagen und die Zielsetzungen der einzelnen Programme.

Sowohl in der Bundesrepublik Deutschland als auch in der Schweiz basiert der Schutz der Kulturlandschaft vorwiegend auf Programmen der Bundesländer bzw. der Kantone.

Die Förderungsprogramme umfassen die Bereiche

- Grünland
- Ackerland
- Biotopvernetzung und Landschaftspflege
- Streuobstwiesen
- Hecken und Feldgehölze
- Schutzgebiete
- ökologischer Landbau.

Die Teilnahme an den Programmen erfolgt auf freiwilliger Basis (außer in den Kantonen Schwyz und Zürich bei Programmen innerhalb von Schutzgebieten). Die Bewirtschaftungsauflagen werden vertraglich festgelegt.

Die Erhebung des Umweltbundesamtes hat gezeigt, daß in vielen europäischen Staaten Bestrebungen zur Erhaltung und Pflege der Kulturlandschaft im Gange sind. Durch spezielle Förderungsprogramme wird versucht, einerseits der zunehmenden Verarmung der Landschaft, andererseits der Überschußproduktion in der Landwirtschaft entgegenzuwirken.

Diesen durchaus positiv zu beurteilenden Effekten muß bei kritischer Betrachtung entgegengesetzt werden, daß die angebotenen Ausgleichszahlungen vielfach nicht ausreichen, um ertragreiche, intensiv bewirtschaftete Flächen in die Programme einzubeziehen. Somit können Betriebe in Gebieten, in denen durch die intensive Bewirtschaftung die größten Umweltbelastungen entstehen, oft nicht erreicht werden.

Trotzdem sind die zur Zeit in Europa durchgeführten Förderungsprogramme als wertvoller Ansatz zum Schutz der Kulturlandschaft, sowie zur Sicherung von Flora und Fauna anzusehen. Vergleichbare Entwicklungen wären auch in Österreich anzustreben.

Lit.: PAAR, M.; TIEFENBACH, M. (1990): Förderungsprogramme zur Pflege der Kulturlandschaft in Europa. Reports UBA–90–037. Umweltbundesamt, Wien.

Umweltbundesamt
A-1090 Wien, Spittelauer Lände 5

Publikationen des Umweltbundesamtes Stand: September 1991

MONOGRAPHIEN

Schönhofer F., Ecker W., Hojesky H., Junger W., Kienzl K., Nowak H., Riss A., Vychytil P., Zechner J.:
TSCHERNOBYL UND DIE FOLGEN FÜR ÖSTERREICH. Vorläufiger Bericht.
Wien, November 1986. (Monographien, Band 1)
ISBN 3-85457-061-9 (Neuauflage 1990: mit englischer und tschechischer Kurzfassung)

Liebel G., Farasin K., Mayrhofer P., Schawerda P.:
FLURBEREINIGUNG UND LANDSCHAFTSPFLEGE. Neue Wege in der Flurbereinigung - aufgezeigt an dem Beispiel der Gemeinde Schrick, Niederösterreich.
Wien, Dezember 1986. (Monographien, Band 2) (vergriffen)
ISBN 3-900649-08-1

Liebel G., Farasin K., Schramayr G., Schanda F., Stöhr B.:
BIOTOPKARTIERUNG. Stand und Empfehlungen.
Wien, April 1987. (Monographien, Band 3) (vergriffen)
ISBN 3-900-649-10-3

Kossina I., Streichfuß D., Fleckseder H., Dworsky R., Velimirow B., Peter M., Struwe W.:
STUDIE ZUR ABWASSERREINIGUNG DER HALLEIN PAPIER AG.
Wien, August 1987. (Monographien, Band 4) (vergriffen)

Puxbaum H., Ober E.:
BACKGROUNDSTATION EXELBERG.
Endbericht. Untersuchungszeitraum 1983-1986.
Wien, September 1987. (Monographien, Band 5)
ISBN 3-85457-001-5

Zirm K., Schamann M., Fibich F., Fürst E., Knappitsch E., Neudorfer W., Kaupa H., Kalliany R., Schlederer R., Kraus K., Strenn L., Hochwartner A., Czerny A., Seidelberger F., Kasper W.:
LUFTBILDGESTÜTZTE ERFASSUNG VON ALTABLAGERUNGEN. Ein Verfahren zur Dokumentation und Überwachung von Abbau- und Ablagerungsflächen am Beispiel des westlichen Marchfeldes.
Wien, Dezember 1987. (Monographien, Band 6)
ISBN 3-85457-002-3

Farasin K., Schramayr G.:
BIOTOPFLÄCHENENTWICKLUNG SCHRICK.
Wien, Februar 1988. (Monographien, Band 7)
ISBN 3-85457-003-1

Dworsky R., Hackl J., Häupl M., Kasperowski E., Kienzl K., Liebel G., Nowak H., Seltenhammer-Malina E.:
NATURWISSENSCHAFTLICHER PROBLEM- UND ZIELKATALOG ZUR ERSTELLUNG EINES ÖSTERREICHISCHEN BODENSCHUTZKONZEPTES.
Wien, Dezember 1988. (Monographien, Band 8)
ISBN 3-85457-015-5

Baumann R., Hojesky H., Radunsky K.:
DIE IMMISSIONSSITUATION UM DAS ALUMINIUMWERK DER AMAG RANSHOFEN.
Wien, Mai 1989. (Monographien, Band 9)
ISBN 3-85457-016-3

Farasin K., Grünweis F., Hauser M., Kaltenbach A., Tiedemann F., Prokop P., Schramayr G.:
BIOTOPERHEBUNG TRUPPENÜBUNGSPLATZ GROSSMITTEL.
Dokumentation des Zustandes und Diskussion über Entwicklungsmöglichkeiten der naturräumlichen Ausstattung eines militärischen Sperrgebietes.
Wien, Jänner 1989. (Monographien, Band 10)
ISBN 3-85457-022-8

Fink M., Grünweis F., Wrbka T., Kräftner J., Drexel A., Hütner D.:
KARTIERUNG AUSGEWÄHLTER KULTURLANDSCHAFTSTYPEN IN ÖSTERREICH.
Wien, Juni 1989. (Monographien, Band 11)
ISBN 3-85457-024-4

VORLÄUFIGER BIOTOPTYPENKATALOG ÖSTERREICHS.
Wien, Juni 1989. (Monographien, Band 12)
ISBN 3-85457-029-5

Grath J., Herlicska H., Geist S.:
GRUNDWASSERUNTERSUCHUNGEN IM UNTEREN KAMPTAL.
Wien, Juni 1989. (Monographien, Band 13)
ISBN 3-85457-032-5

Hackl J., Zirm K., Schamann M., Mauser H., Holzwieser M., Bilek U.:
WALDZUSTANDSERHEBUNG BAD HOFGASTEIN.
Wien, Juni 1989. (Monographien, Band 14)
ISBN 3-85457-033-3

Kasperowski E., Frank E., et al.:
BODEN- UND VEGETATIONSUNTERSUCHUNGEN IM BEREICH DER SCHEITELSTRECKE DER TAUERNAUTOBAHN.
Wien, Juni 1989. (Monographien, Band 15)
ISBN 3-85457-036-8

Müllebner M., Goldschmid G., Mayr J., Vogel G.:
RECYCLINGTECHNOLOGIEN FÜR ALTBATTERIEN UND MASSNAHMEN ZUR ETABLIERUNG EINES ALTBATTERIEVERWERTUNGSVERFAHRENS IN ÖSTERREICH.
Wien, November 1989. (Monographien, Band 16)
ISBN 3-85457-041-4

Danzer M., Vogel W., Chovanec A.:
BELASTUNG VON FLIESSGEWÄSSERN DURCH DIE ZELLSTOFF- UND PAPIERINDUSTRIE IN ÖSTERREICH. Zusammenfassende Darstellung.
Wien, Dezember 1989. (Monographien, Band 17)
ISBN 3-85457-044-9

Danzer M., Hruschka A, Fleckseder H.:
BELASTUNG VON FLIESSGEWÄSSERN DURCH DIE ZELLSTOFF- UND PAPIERINDUSTRIE IN ÖSTERREICH. Teil A - Technologie und Emissionen.
Wien, Dezember 1989. (Monographien, Band 17a)
ISBN 3-85457-045-7

Vogel W., Chovanec A.:
BELASTUNG VON FLIESSGEWÄSSERN DURCH DIE ZELLSTOFF- UND PAPIERINDUSTRIE IN ÖSTERREICH. Teil B - Ökologie und Immissionen.
Wien, Dezember 1989. (Monographien, Band 17b)
ISBN 3-85457-046-5

Grabher M., Blum V., Farasin K., Lazowski W.:
RAMSAR-BERICHT 1: RHEINDELTA / MARCHAUEN.
Wien, Mai 1990. (Monographien, Band 18)
ISBN 3-85457-049-X

Geist S., Frank E.:
BELASTUNG VON OBERFLÄCHEN- UND GRUNDWASSER DURCH TEXTILVERARBEITUNGSFABRIKEN – FALLSTUDIE GROSS-SIEGHARTS/NÖ.
Wien, Mai 1990. (Monographien, Band 19)
ISBN 3-85457-050-3

Zukrigl K., Flaschberger J., Ingruber M. et al:
NATURWALDRESERVATE IN ÖSTERREICH. Stand und neu aufgenommene Flächen.
Wien, Juni 1990. (Monographien, Band 21)
ISBN 3-85457-052-X

Müller D., Schamann M.:
GROSSFLÄCHIGE ERFASSUNG UND BEWERTUNG VON VERDACHTSFLÄCHEN IM GRAZER FELD.
Wien, Mai 1991. (Monographien, Band 22)
ISBN 3-85457-053-8

Lesch K., Cerveny M., Leitner A.:
TREIBHAUSEFFEKT – URSACHEN, KONSEQUENZEN, STRATEGIEN.
Wien, Juni 1990. (Monographien, Band 23)
ISBN 3-85457-054-6

Pescheck R., Herlicska H.:
SCHADSTOFFBELASTUNG VON WASSER UND ABWASSER IN ÖSTERREICH.
Wien, Juni 1990. (Monographien, Band 24)
ISBN 3-85457-057-0

Spindelbalker C., Riss A.:
MONTANWERKE BRIXLEGG – WIRKUNGEN AUF DIE UMWELT.
Wien, Juni 1990. (Monographien, Band 25)
ISBN 3-85457-060-0

Liebel G., Bulfon A., Eber G., et al.
PILOTPROJEKT "GRENZÜBERSCHREITENDE ALPENBIOTOPKARTIERUNG"
Wien, Oktober 1991 (Monographien; Band 27)
ISBN 3-85457-067-8

GEN- UND BIOTECHNOLOGIE. Nutzungsmöglichkeiten und Gefahrenpotentiale. Handlungsbedarf für Österreich zum Schutz von Mensch und Umwelt.
Wien, September 1991 (Monographien; Band 28)
ISBN 3-85457-069-4

REPORTS (soweit derzeit erhältlich)

Puxbaum H., Ober E.:
SONDERMESSPLATZ EXELBERG.
Wien, August 1988. (Reports; UBA-88-026)

Bauer F.:
DIE UNTERIRDISCHEN ABFLUSSVERHÄLTNISSE IM DACHSTEINGEBIET UND IHRE BEDEUTUNG FÜR DEN KARSTWASSERSCHUTZ.
Wien, Juni 1989. (Reports; UBA-89-028)
ISBN 3-85457-017-1

Cerveny M.:
NEUE ENTWICKLUNGEN IN DER DEUTSCHEN ENERGIEPOLITIK.
Wien, Jänner 1989. (Reports; UBA-89-029)
ISBN 3-85457-023-6

Pohla H., Hummel J., Krassnigg F.:
VORERHEBUNG FÜR DIE BEURTEILUNG DER UMWELTVERTRÄGLICHKEIT DER UNTERFLURTRASSEN IGNAZ-HARRER-STRASSE (BUNDESSTRASSE 1 UND 155) UND GABELSBERGERSTRASSE (BUNDESSTRASSE 1) IM STADTGEBIET VON SALZBURG.
Wien, Juni 1989. (Reports: UBA-89-030)
(vergriffen; Restexemplare beim Umweltbundesamt / Zweigstelle Salzburg erhältlich)
ISBN 3-85457-025-2

Polesny F., Hammer-Kossina I., Baumann H., Hinterhofer O., Zeller C., Janssen I., Koch R., Langthaler M., Verein f. Konsumenteninformation:
STUDIE ÜBER UMWELTPROBLEME DURCH PVC.
Wien, April 1989. (Reports: UBA-89-031)
ISBN 3-85457-026-0

Lazowski W.:
FLUSSAUEN IN ÖSTERREICH.
Wien, April 1989. (Reports: UBA-89-032)
ISBN 3-85457-027-9

Zorzi M.:
ENTWURF FÜR EIN VERFAHREN ZUR BEWERTUNG ALTLASTENVERDÄCHTIGER ALTABLAGERUNGEN UND ALTSTANDORTE.
Wien, April 1989. (Reports: UBA-89-033)
ISBN 3-85457-028-7

Seltenhammer-Malina E., Hartl W., Arndorfer M., Eilmsteiner W., Heinrich M., Lorbeer G., Mirth H., Riss A., Sattelberger R., Tschulik M.:
PESTIZIDRÜCKSTÄNDE IN BODEN- UND GRUNDWASSERPROBEN DES BEZIRKES GÄNSERNDORF.
Wien, April 1989. (Reports: UBA-89-034)
ISBN 3-85457-030-9

Knoflacher H., Macoun T.:
ÖKOLOGIE UND STRASSENVERKEHR.
Wien, Juni 1989. (Reports: UBA-89-035)
ISBN 3-85457-031-7

Kienzl K., Grath J., Müllebner M., Zorzi M.:
ABSCHÄTZUNG DES GEFÄHRDUNGSPOTENTIALS DER DEPONIE ROSSWIESE DER TREIBACHER CHEMISCHEN WERKE AG.
Wien, Juni 1989. (Reports: UBA-89-036)
ISBN 3-85457-034-1

Paar M., Tiefenbach M.:
FÖRDERUNGSPROGRAMME ZUR PFLEGE UND ERHALTUNG DER KULTURLANDSCHAFTEN IN EUROPA.
Wien, Dezember 1990. (Reports: UBA-90-037)
ISBN 3-85457-035-X

Geist S., Kühmayer G., Oppolzer S., Schütz C.:
UNTERSUCHUNGEN VON WASCHMITTELN UND HAUSHALTSREINIGUNGSMITTELN AUF NICHTTENSIDISCHE WASCHMITTELINHALTSSTOFFE.
Wien, September 1989. (Reports: UBA-89-038)
ISBN 3-85457-013-9

Trimbacher C., Ditrich H.:
EPICUTICULÄRE WACHSSTRUKTUREN VON FICHTENNADELN ALS INDIKATOREN FÜR LANGZEITIMMISSIONSBELASTUNGEN.
Wien, September 1989. (Reports: UBA-89-039)
ISBN 3 -85457-037-6

Nowak H., Schramayr G.:
STARKREGENEREIGNISSE UND EROSIONSSCHÄDEN IM NIEDERÖSTERREICHISCHEN ZENTRALRAUM.
Wien, Oktober 1989. (Reports: UBA-89-040)
ISBN 3-85457-039-2

Schroll H., Corazza C., Fischer I.:
ÜBERPRÜFUNG EINER ÖKO-CHECKLISTE FÜR DIE VERBESSERUNG VON SCHIABFAHRTEN IM HINBLICK AUF IHRE UMWELTEINFLÜSSE.
Wien, Oktober 1989. (Reports: UBA-89-041)
ISBN 3-85457-040-6

Grath J., Tschulik M.:
GRUNDWASSERUNTERSUCHUNGEN IM BEREICH DER KG NONNDORF.
Wien, November 1989. (Reports: UBA-89-042)
ISBN 3-85457-042-2

Heimerl W., Fischer I., Liebel G.:
KARTOGRAPHISCHE DARSTELLUNG NATURNAHER FLÄCHEN SOWIE DER LANDWIRTSCHAFTLICHEN BODENNUTZUNG IN AUSGEWÄHLTEN GEBIETEN DES LANDSCHAFTSSCHUTZ- UND TEILNATURSCHUTZGEBIETES NEUSIEDLER SEE.
Wien, November 1989. (Reports: UBA-89-043)
ISBN 3-85457-043-0

Singer E., Baumann R.:
SCHWEFELDIOXIDMESSUNGEN IN VERBINDUNG MIT STAUB IN ST. MAGDALEN BEI VILLACH.
Wien, Jänner 1990. (Reports: UBA-90-044)
ISBN 3-85457-047-3

Ober E., Puxbaum H.:
SONDERMESSPLATZ EXELBERG - OXIDANTIENMESSUNGEN IM GROSSRAUM WIEN.
Wien, Jänner 1990. (Reports: UBA-90-045)
ISBN 3-85457-048-1

Wrbka T., Winkler I., Liebel G.:
STAND DER BIOTOPKARTIERUNG IN ÖSTERREICH (DEZEMBER 1989).
Wien, Juni 1990. (Reports: UBA-90-046)
ISBN 3-85457-055-4

Radunsky K., Reisenhofer M., Reisenhofer A.:
STICHPROBENARTIGE TRANSMISSIONSMESSUNGEN ENTLANG DER UNGARISCHEN GRENZE IM RAUM RUST/SEE UND DEUTSCHKREUZ (BGLD).
Wien, November 1990. (Reports: UBA-90-048)
ISBN 3-85457-058-9

Nowak H., Schramayr G.:
ERHEBUNG VON LANDSCHAFTSÖKOLOGISCHEN VORRANGFLÄCHEN IM NIEDERÖSTERREICHISCHEN ZENTRALRAUM. Mit Ausweisung von Nutzungskonflikten in den Gemeinden Eschenau, Pyhra, Obergrafendorf, Herzogenburg und Karlstetten.
Wien, August 1990. (Reports: UBA-90-049)
ISBN 3-85457-059-7

Schmid E.R., Sövegjarto F.:
RINGVERSUCH ZUR BESTIMMUNG VON PFLANZENSCHUTZMITTELRÜCKSTÄNDEN IM GRUNDWASSER. Beitrag zum Österreichischen Grundwasserkataster des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie und des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft.
Wien, Mai 1991 (Reports: UBA-91-050)
ISBN 3-85457-064-3

CONFERENCE PAPERS / TAGUNGSBERICHTE

Series edited by the Austrian Federal Environmental Agency (A-1090.Vienna, Spittelauer Lände 5)

Vol. 1:

INTERNATIONAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF TROPICAL FORESTS (SEPTEMBER 5-6. 1989, VIENNA, AUSTRIA) AT THE INVITATION OF THE AUSTRIAN FEDERAL MINISTRY FOR ENVIRONMENT, YOUTH AND FAMILY

Edited by the Austrian National Focal Point INFOTERRA/UNEP.
Federal Environmental Agency. Vienna. 1989.
ISBN 3-85457-038-4

Bd. 1 (Deutsche Kurzfassung):

INTERNATIONALE KONFERENZ ZUM SCHUTZ DES TROPISCHEN REGENWALDES (5.-6. SEPTEMBER 1989, WIEN, ÖSTERREICH) AUF EINLADUNG DES BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT, JUGEND UND FAMILIE

Umweltbundesamt. Wien. 1990.
ISBN 3-85457-038-4 (Kurzfassung)

Vol. 2:

ENVIROTECH VIENNA 1989.- Proceedings (Part 1-3)
1 - Evaluation of Hazardous Substances and Products
(Beurteilung umweltgefährdender Stoffe und Produkte)
2 - Current Trends in Environmental Protection Technologies
(Aktuelle Entwicklungen in der Umweltschutztechnik)
3 - Hazardous Waste and Contaminated Sites
(Sonderabfall und Altlasten)

Westarp Wissenschaften. Essen/FRG. 1989.
(available at / erhältlich bei: Westarp Wissenschaften . Segerothstr. 73. D-4300 Essen 1.
Federal Republic of Germany)
ISBN 3-89432-009-5 (Bd. 1-3). 3-89432-006-0 (Bd. 1). 3-89432-007-9 (Bd. 2). 3-89432-008-7 (Bd. 3).

Vol. 3:

Austrian National Focal Point INFOTERRA/UNEP:
ENVIRONMENTAL MANAGEMENT PROBLEMS IN DEVELOPING COUNTRIES.

Austrian Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt). Vienna. 1991 (in press).
ISBN 3-85457-062-7

Vol. 4:

United Nations Economic Commission for Europe (ECE). Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution:
BY-PRODUCT UTILIZATION AND WASTE MANAGEMENT FROM FUEL TREATMENT AND COMBUSTION. STATUS REPORT.

Austrian Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt). Vienna. 1991.
ISBN 3-85457-063-5