

**ORGANISCHE SCHADSTOFFE AN  
ENTLEGENEN WALDSTANDORTEN  
SLOWENIENS UND KÄRNTENS**

**Organic pollutants at remote forest sites of Slovenia  
and Carinthia**



# **ORGANISCHE SCHADSTOFFE AN ENTLEGENEN WALDSTANDORTEN SLOWENIENS UND KÄRNTENS**

**Organic pollutants at remote forest sites of  
Slovenia and Carinthia**

Peter Weiss

**BE-195**

Wien, September 2002

**Autor**

Peter Weiss

**Slowenische Standortsauswahl und Projektunterstützung:**

Primoz Simoncic<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Gozdanski Institut, Vecna pot 2, 1000 Ljubljana, Slovenija

**Probenahme:**

Bernhard Schwarzl, Primoz Simoncic<sup>1</sup>

**Chemische Analysen:**

Sämtliche chemischen Analysen wurden am Umweltbundesamt durchgeführt.

*Danksagung:*

*Die vorliegende Studie wurde aus Mitteln des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der EU, INTERREG-Programm Österreich-Slowenien, gefördert. Für das diesbezügliche Vertrauen in unsere Arbeit danken wir Dr. Thomas Jakl und Dipl.Ing. Manfred Schneider vom BMLFUW.*

*Besonderer Dank gilt Herrn Dr. Primoz Simoncic vom slowenischen Gozdanski Institut, der die Auswahl der untersuchten Waldstandorte für Slowenien durchführte und uns bei der Probenahme in Slowenien tatkräftig unterstützte. Weiters sind wir den Herrn Dr. Markus Neumann und Dipl.Ing. Ferdinand Kristöfel von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt sowie Dipl.Ing. Walter Wuggenig von der Kärntner Landesforstdirektion für die Unterstützung bei der Auswahl der kärntner Standorte zu Dank verpflichtet.*

**Impressum**

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

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, September 2002  
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)  
ISBN 3-85457-616-1

## ZUSAMMENFASSUNG

Frühere Untersuchungen zeigten, dass eine Reihe organischer Schadstoffe mit problematischen Eigenschaften für die Umwelt auch in entlegenen Waldgebieten der Alpenregion deutlich nachweisbar sind (Weiss 1998, Weiss 2000a). Die Ergebnisse für ein Höhenprofil in den nördlichen Kalkalpen (Weiss et al. 1998) und Untersuchungen in den Rocky Mountains (Blais et al. 1998) erbrachten Hinweise, wonach an höhergelegenen Standorten vergleichsweise höhere Konzentrationen an akkumulierenden organischen Schadstoffen nachweisbar sind. Die vorliegende Untersuchung sollte daher die Belastung mit organischen Schadstoffen, die aufgrund ihrer Toxizität und Persistenz in der Umwelt unter besonderer internationaler Beobachtung stehen, an entlegenen Waldstandorten in den süd-östlichen Alpen feststellen. Zu diesem Zweck wurden neun emittentenferne Waldstandorte in Kärnten und erstmalig auch in Slowenien ausgewählt und ½-jährige Fichtennadel- sowie teilweise Auflagehumusproben dieser Standorte analysiert. In der Grenzregion zwischen Kärnten und Slowenien (Koralpe) wurde zudem ein Höhenprofil, ½-jährige Fichtennadeln an fünf Standorten und 1½-jährige Fichtennadeln und Auflagehumus an drei Standorten entlang eines Höhengradienten, untersucht. Folgende Substanzen bzw. Substanzgruppen wurden analysiert: polychlorierte Dibenzodioxine und -furane, polychlorierte und polybromierte Biphenyle, Hexachlorbenzol, Hexachlorcyclohexane, DDT plus Metaboliten, Aldrin, Dieldrin, Endrin, Chlordan, Heptachlor, Mirex, Chlordecon, Pentachlorphenol, polybromierte Diphenylether, Chlorparaffine, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe, Trichloressigsäure und Nitrophenole. Viele dieser Substanzen sind im UN-ECE-Protokoll zu persistenten organischen Schadstoffen, deren Verwendung bzw. Emission durch einen verbindlichen Vertrag verboten bzw. reduziert werden soll, und in einem völkerrechtlich verbindlichen Vertrag unter der UNEP zum weltweiten Bann von langlebigen Umweltgiften enthalten.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie belegen eine weiterhin bestehende ubiquitäre Belastung mit persistenten organischen Schadstoffen in entlegenen Waldgebieten alpiner Regionen. Hervorzuheben sind hier besonders die aktuellen Nachweise von Substanzen, die in weiten Teilen Europas seit Jahren bzw. sogar Jahrzehnten nicht mehr eingesetzt werden, z.B. die Pestizide DDT, Aldrin und Dieldrin. Ein Vergleich mit den Gehalten persistenter organischer Schadstoffe in landwirtschaftlich genutzten Böden Kärntens (Amt der Kärntner Landesregierung 1999a) zeigt die besondere Akkumulation persistenter organischer Schadstoffe in Waldböden – trotz fehlender Anwendung im Wald übertreffen die Auflagehumusgehalte bei einer Reihe von Pestiziden die Gehalte in landwirtschaftlichen Böden. Dies gilt auch für andere persistente organische Schadstoffe, wie etwa polychlorierte Biphenyle und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe.

Geringere Nadelgehalte als in früheren Studien mit Probenahmejahr 1993 und 1995 (Weiss 1998, Weiss 2000a) wurden für die polychlorierten Dibenzodioxine und -furane, Hexachlorcyclohexane und flüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe, geringere Auflagehumusgehalte für DDT plus Metaboliten nachgewiesen. Dies entspricht den Erwartungen. So nahm die Emission polychlorierter Dibenzodioxine und -furane während der letzten Jahre ab und die Pestizidanwendung von  $\gamma$ -HCH (Lindan) ging in Österreich während der letzten Jahre auf Null zurück (Umweltbundesamt 2001). Die bereits seit vielen Jahren in Österreich und vielen anderen europäischen Staaten eingestellte DDT-Verwendung dürfte sich in den geringeren Auflagehumusgehalten äußern. Auch der Einsatz flüchtiger halogenerter Kohlenwasserstoffe wie etwa 1,1,1-Trichlorethan, Tetrachlorkohlenstoff, Trichlorethylen und Perchlorethylen wurde in Österreich in den 90er-Jahren durch eine Reihe von gesetzlichen Maßnahmen eingeschränkt oder überhaupt verboten, was mit den vielfach geringeren Nadelgehalten bei diesen Substanzen im Vergleich zu früheren Untersuchungen (Probenahmejahre 1995 und 1996; Weiss 2000a, Weiss et al. 2001) in Zusammenhang stehen könnte.

Bei allen anderen Schadstoffen und – mit Ausnahme von DDT – generell beim Auflagehumus wurden ähnliche Konzentrationen wie in den beiden früheren Studien festgestellt, so-

dass hier keine Gehaltsabnahmen während der letzten Jahre abgeleitet werden können. Dies umfasst etwa auch Hexachlorbenzol und polychlorierte Biphenyle, deren Rückgang in der Verwendung durch gesetzliche Maßnahmen eine solche Konzentrationsabnahme ebenfalls erwarten ließ. Allerdings werden beide Schadstoffe auch als unerwünschte Nebenprodukte, etwa bei Verbrennungsvorgängen unter Beisein von Chlor emittiert. Die ähnlich hohen Konzentrationen im Auflagehumus wie in den früheren Studien unterstreichen die besondere Persistenz der untersuchten organischen Schadstoffe. Vermutlich werden erst deutliche weitere Emissionsrückgänge langfristig zu einem weiteren signifikanten Rückgang der gegenwärtig nachweisbaren Auflagehumusgehalte führen.

Einige Chlorpestizide, die in Österreich nie oder zumindest seit vielen Jahren nicht eingesetzt wurden, wurden erstmalig in Waldgebieten untersucht. Hervorzuheben sind hier die festgestellten Auflagehumusgehalte von Aldrin und Dieldrin, aber auch vereinzelt, positive Befunde bei Chlordan, Heptachlor, Mirex und Chlordecon. Pentachlorphenol lag zumeist unter der Nachweisgrenze, der derzeit auftretende Konzentrationsbereich dürfte aber bei den Fichtennadeln jenem des Hexachlorbenzol ähneln.

Erstmals wurden auch die als „neue“ persistente organische Schadstoffe kategorisierten polybromierten Diphenylether und Chlorparaffine analysiert. Vereinzelt wurden polybromierte Diphenylether im Auflagehumus nachgewiesen. Anhand der vorliegenden Ergebnisse, dürften sich deren Gehalte derzeit größenordnungsmäßig zwischen jenen der polychlorierten Dibenzodioxine und -furane und jenen der polychlorierten Biphenyle bewegen. Chlorparaffine blieben durchwegs unter der verfahrensbedingt hohen Nachweisgrenze. Polybromierte Biphenyle waren immerhin in einer Probe nachweisbar.

Gehaltmäßige Unterschiede zwischen Slowenien und Kärnten konnten nicht abgeleitet werden. Zumeist weisen alle Standorte ähnliche Schadstoffgehalte auf. Auffällig ist lediglich ein Standort im Südwesten Sloweniens, der bei den meisten Schadstoffen deutlich höhere Auflagehumusgehalte aufweist. Kovar und Puxbaum (1992) zeigten, dass der westliche Teil Sloweniens durch vergleichsweise höheren Niederschlag und höhere Schwefel- und Stickstoffeinträge aus Fernverfrachtungen aus den italienischen Industriegebieten beaufschlagt wird. Dies könnte auch mit den vergleichsweise höheren Gehalten an organischen Schadstoffen im Auflagehumus dieses Standorts in Zusammenhang stehen.

Die Ergebnisse für das Höhenprofil Koralpe zeigen einmal mehr die ungünstigen Voraussetzungen hochgelegener alpiner Gebiete für die Belastung mit organischen Schadstoffen – wie höherer Niederschlag, höhere Windgeschwindigkeiten, Prallhangeffekte gegenüber weiträumiger Luftschadstoffverfrachtung und tiefere Temperaturen. Zumeist, besonders bei den Chlorpestiziden, wurden am höchstgelegenen Standort die vergleichsweise höheren Gehalte im Auflagehumus und in den Fichtennadeln nachgewiesen. Unterschiede in den Schadstoffmustern entlang des Höhengradienten lassen unterschiedliche Ursachen bzw. Herkünfte der Belastung an den einzelnen Seehöhen vermuten.

Zahlreiche Substanzen sind signifikant positiv korreliert, besonders beim Auflagehumus. Bei höheren Gehalten ist an entlegenen Standorten somit immer eine Reihe von organischen Schadstoffen involviert, auch wenn diese durch unterschiedliche Quellen emittiert werden. Diesem Ergebnis sollte besondere Beachtung gewidmet werden, da über die gemeinsame Wirkung der einzelnen Schadstoffe (Synergien ?) nichts bekannt ist.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass sich alpine Länder wie Slowenien und Österreich aufgrund ihrer topographisch ungünstigen Voraussetzungen besonders bemühen müssen, die Emissionen akkumulierender organischer Schadstoffe möglichst gering zu halten. Darüber hinaus zeigen jedoch die vorliegenden Ergebnisse sehr deutlich, dass entlegene alpine Standorte in Slowenien und Kärnten durch Einträge aus weiträumigem Schadstofftransport beaufschlagt werden. Um diesen Eintrag zu verringern, sind emissionsreduzierende Maßnahmen v.a. auf internationaler Ebene erforderlich (z.B. im Zuge der UNEP „Stockholm-POP-Konvention bzw. des UN-ECE POPs-Protokolls).

## EXTENDED SUMMARY

Previous investigations gave evidence that several organic compounds with problematic environmental properties are ubiquitously detectable even at remote forest sites of the Alps (Weiss et al. 2000, Weiss 2000a). The results for an altitude profile in the northern limestone Alps (Weiss et al. 1998) as well as investigations in the Rocky Mountains (Blais et al. 1998) showed higher concentrations of accumulating organic compounds at the higher-altitude sites. The aim of the present study was to clarify the present load of organic compounds of international concern at remote forest sites of the south-eastern Alps. For this purpose nine Slovenian and Carinthian forest sites located remote from emission sources were selected (Figure 1). At all sites ½-year old Norway spruce needles and at five of these sites the complete humus layer were sampled in October 2000. In addition, an altitude profile located in the border region between Slovenia and Carinthia (Koralpe) was set up where ½-year old needles at five sites, 1½-year old needles and the humus layers at three sites of different altitudes were taken. All these samples were analysed for the following compounds: polychlorinated dibenzodioxins and –furans (PCDD/F), polychlorinated and polybrominated biphenyls (PCB, PBB), hexachlorobenzene (HCB), hexachlorocyclohexans (HCH), DDT plus metabolites (DDX), aldrin, dieldrin, endrin, chlordane, heptachlor, mirex, chlordecone, pentachlorophenol (PCP), polybrominated diphenylethers (PBDE), chlorinated paraffins, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), volatile halogenated hydrocarbons (only needles), trichloroacetic acid (TCA, only needles) and nitrophenols (only needles). Several of these compounds are included in the UN-ECE protocol for persistent organic pollutants (POPs) and in the “Stockholm Convention” on POPs under the UNEP, which aim at banning or restricting the use or emission of these compounds.

The results of the present study give evidence of a continued load with persistent organic pollutants at remote forest sites of the Alps. Particularly remarkable is the continued detection of pesticides that have not been used in Austria and neighbouring countries for many years (e.g. DDT, aldrin, dieldrin). A comparison of the load of the forest soils with the load of the agricultural soils (Amt der Kärntner Landesregierung 1999) gives evidence of the higher accumulation of such compounds in forest ecosystems. Some results for the individual compounds are as follows (the concentrations detected for the individual sites are given in Table 11 to Table 22, see p. 18 for the English page references of the tables):

**PCDD/F:** The concentration range from 0.03 - 0.23 ng ITEQ/kg d.w. (median: 0.10 ng ITEQ/kg d.w.; Tab. 1) in the ½-year old spruce needles of the present investigation was clearly lower than the concentration range in the ½-year old spruce needles of a previous investigation of remote sites in the sampling year of 1993 (Weiss et al. 2000). This result is in line with and might be related to the decrease in PCDD/F emissions in Austria and central Europe during the last years (Umweltbundesamt 2001). On the other hand, the recent results for the humus layer samples (range: 1.5 - 8.8 ng ITEQ/kg d.w., median: 2.7 ng ITEQ/kg d.w.; Tab. 1) which are an indication of the total long-term input of PCDD/F, did not give evidence of any major decrease in the PCDD/F load of this compartment. The recent concentration range is similar to the one measured in the 1993 humus layer samples from southern Austria (Weiss et al 2000).

**PCB, PBB:** The needle concentrations for the six frequently investigated PCBs (see “Sum6PCB” in glossary; range: 0.2 – 2.0 µg/kg d.w., median: 1.2 µg/kg d.w.; Tab. 2) were the only exception in that the concentrations in the recent study were higher than in the previous one (sampling 1993, Weiss et al. 2000). The toxic equivalent concentrations of the needles range from 0.19 – 0.27 ng TE-WHOM/kg d.w. (median: 0.21 ng TE-WHOM/kg d.w.; Tab. 2). This result could be an indication that the atmospheric load of PCB in 2000 was higher than in 1993. However, the range of humus layer concentrations of the study at hand (“Sum6PCB”: 2.9 – 8.1 µg/kg d.w., median: 4.5 µg/kg d.w.; “TE-PCB”: 0.8 – 5.4 ng TE-

WHOM/kg d.w., median: 2.4 ng TE-WHOM/kg d.w.; Tab. 2) was similar to the one of the previous study.

A common observation of the PCDD/F and PCB based on the toxic equivalent concentrations for both groups of compounds suggests that the current ubiquitous PCB load in terrestrial ecosystems should receive more attention than the current PCDD/F load (Tab. 3).

The analysed PBB (PBB153, PBB155, PBB169 and the technical Hexabromobiphenyl mixtures) were in nearly all samples below the detection limit. Only one humus layer sample showed a detectable concentration, 0.3 µg/kg d.w. for PBB153.

**HCB:** The ½-year old needles showed a concentration range of 0.5 to 0.9 µg/kg d.w. (median: 0.6 µg/kg d.w.), the humus layers between 0.6 and 1.9 µg/kg d.w. (median: 0.8 µg/kg d.w.; Tab. 4). These HCB-concentration ranges are similar to the ones of a previous investigation of needles and humus layers at remote forest sites (Weiss et al. 2000).

**HCH:** Between 1.1 and 2.5 µg/kg d.w. (median: 1.7 µg/kg d.w.) as sum of the α-, β-, γ- and δ-HCH isomers were detected in the ½-year old needles (Tab. 5). These are clearly lower needle concentrations than in a previous investigation (Weiss et al. 2000), which fits in with the decreasing use and ban of lindane in Austria. The HCH concentration ranges in the humus layer of the present study were similar to those of the humus layers sampled in 1993 (range: 1.9 – 4.1 µg/kg d.w., median: 2.7 µg/kg d.w.; Tab. 5).

**DDX:** The DDX concentration range in the ½-year old spruce needles was from “lower than detection limit” to 0.7 µg/kg d.w. (median: 0.3 µg/kg d.w.; Tab. 6). A comparison with data from previous investigations (Weiss et al. 2000) suggests that the DDX humus layer concentrations decreased during the last years (range: 3.1 – 12.7 µg/kg d.w., median: 4.9 µg/kg d.w.; Tab. 6).

**Other chloropesticides:** In most needle samples the pesticides aldrin, dieldrin, endrin, chlordane, heptachlor, mirex, chlordecone and pentachlorophenol were below the detection limits. Single concentrations above the detection limits were up to 0.5 µg/kg d.w. (Tab. 7). In the humus layer almost all of these compounds were detectable in single or in several samples (Tab. 7). Most remarkable are the detected humus layer concentration ranges for aldrin (range: n.d. – 1.4 µg/kg d.w., median: 0.7 µg/kg d.w.; Tab. 7) and for dieldrin (range: 0.3 – 1.5 µg/kg d.w., median: 1.5 µg/kg d.w.; Tab. 7).

**PBDE, chlorinated paraffins:** Only in some humus layer samples were single PBDE (PBDE 47, PBDE 99, PBDE 155) above the detection limit (> 0.3 µg/kg d.w.). Based on these results and on the literature at hand it is assumed that the recent PBDE concentration ranges which are ubiquitously detectable at remote terrestrial ecosystems lie between those for the PCDD/F and PCB.

Chlorinated paraffins were not detectable. However, it has to be taken into account that the missing of any standards was responsible for very high detection limits.

**PAH:** The concentration ranges for the 16 priority PAH according to the US-EPA in the ½-year old needles (range: 18 – 121 µg/kg d.w., median: 36 µg/kg d.w.; Tab. 8) and in the humus layer (range: 66 – 165 µg/kg d.w., median: 114 µg/kg d.w.; Tab. 8) were similar to those detected in southern Austria for the year 1993 (Weiss et al. 2000). Therefore, no evidence can be given of any decrease in the recent PAH load of remote areas in the investigated region.

**Volatile halogenated hydrocarbons, TCA:** The chloroform and TCA concentrations of the ½-year old spruce needles (Tab. 9) showed ranges similar to those found in a previous investigation carried out in the sampling year 1995 (Weiss 2000a), although one identical site sampled in both studies showed lower concentrations in the more recent study. Several times lower needle concentrations (< 0.2 µg/kg f.w.) than in the previous study were detected for 1,1,1-trichloroethane, tetrachloromethane, trichloroethylene and perchloroethyl-



ene. A decrease in the environmental load of these compounds in the region is assumed which may be related to the legal ban and restrictions of use during the 1990s.

**Nitrophenols:** Due to an interfering compound in the chromatogram (4-hydroxyacetophenone) several nitrophenols could not be analysed in some samples. The sum concentrations for all nitrophenols in the remaining samples (Tab. 10) were within ranges similar to those of the sampling year 1995 (Weiss 2000a). However, the nitrophenol patterns of the recent study showed a clear difference to previous investigations. 2,4-dinitrophenol was found in the needles in concentrations and shares ten times higher than in the previous study. The needle pattern of the study at hand is similar to the nitrophenol pattern of rain samples (e.g. Sattelberger et al. 1998). Therefore, the different weather conditions during sampling (rainy weather during sampling for the recent investigation) were assumed to be responsible for this difference in the patterns.

**Regional differences:** Almost no regional differences in the concentrations were identified. The concentration ranges for the Slovenian sites were similar to the ones for the Carinthian sites. Only one site in the south-west of Slovenia showed higher concentrations for most compounds in the humus layer. It is known that this part of Slovenia has a high annual precipitation and higher inputs of sulphur and nitrogen compounds which originate from long-range transport from the Italian industrial regions and the Po valley (Kovar and Puxbaum 1992), which might be also responsible for the higher load of POPs in the humus layer of the site located in this region.

**Altitudinal differences:** The results for the altitude profile Koralpe confirm previous findings which show a tendency of higher concentrations at higher-altitude sites (Weiss et al. 1998). For almost all investigated compounds (particularly the pesticides), the highest concentrations were found at the highest-altitude site of the Koralpe profile. The changes of pollutant patterns with different altitudes suggest different reasons and origins for the detected concentrations at the individual sites of the altitude profile.

Like in the previous investigation of remote forest sites (Weiss et al. 2000), several compounds are positively correlated. Therefore, a higher load of remote forest sites always involves a complex mix of several organic compounds. This aspect should receive particular attention, because nothing is known about the possible effects of a mixture of these compounds (synergies, additive effects etc.).

The results of the present study confirm the unfavourable conditions of Alpine countries like Slovenia and Austria which favour a higher input and accumulation of highly toxic and persistent organic pollutants (barrier effects, higher precipitation and wind velocities at higher altitudes, lower temperatures at higher altitudes). Therefore such countries should try especially to keep the emissions of such compounds very low. However, the results at hand for the remote sites indicate once more the particular role of the Alps as a sink for long-range transported organic pollutants. Particularly measures at the international level for a reduction of the emissions from such compounds (like the UNEP "POP Stockholm Convention" and the UN-ECE "POPs Protocol") are needed to reduce the input of these compounds in the Alpine region.

## INHALTSVERZEICHNIS

<b>ZUSAMMENFASSUNG.....</b>	<b>1</b>
<b>EXTENDED SUMMARY.....</b>	<b>3</b>
<b>INHALTSVERZEICHNIS .....</b>	<b>6</b>
<b>TABLE OF CONTENTS .....</b>	<b>8</b>
<b>ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....</b>	<b>10</b>
<b>LIST OF FIGURES.....</b>	<b>13</b>
<b>TABELLENVERZEICHNIS .....</b>	<b>16</b>
<b>LIST OF TABLES.....</b>	<b>19</b>
<b>GLOSSAR, GLOSSARY.....</b>	<b>22</b>
<b>1 EINLEITUNG.....</b>	<b>25</b>
<b>2 METHODEN .....</b>	<b>27</b>
<b>2.1 Auswahl der Untersuchungsstandorte und Probenahme .....</b>	<b>27</b>
<b>2.2 Chemische Analysen.....</b>	<b>28</b>
2.2.1 Probenvorbereitung.....	28
2.2.2 Wachsgehalt von Fichtennadeln.....	28
2.2.3 PCDD/F und TE-PCB.....	28
2.2.4 PCB, PBB, HCB, HCH, DDX, PBDE, Aldrin, Dieldrin, Endrin, Chlordan, Heptachlor, Mirex .....	29
2.2.5 Pentachlorphenol.....	31
2.2.6 Chlordecon .....	31
2.2.7 Chlorparaffine.....	31
2.2.8 PAH.....	32
2.2.9 Flüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe und Trichloressigsäure .....	33
2.2.10 Nitrophenole .....	34
<b>2.3 Datenbehandlung und statistische Analysen.....</b>	<b>34</b>
<b>3 ERGEBNISSE .....</b>	<b>36</b>
<b>3.1 Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane.....</b>	<b>36</b>

---

<b>3.2</b>	<b>Polychlorierte Biphenyle, polybromierte Biphenyle .....</b>	<b>41</b>
<b>3.3</b>	<b>Gesamttoxizitätsäquivalentgehalte von PCDD/F und PCB.....</b>	<b>48</b>
<b>3.4</b>	<b>Hexachlorbenzol.....</b>	<b>50</b>
<b>3.5</b>	<b>Hexachlorcyclohexane.....</b>	<b>52</b>
<b>3.6</b>	<b>DDT und Metaboliten.....</b>	<b>56</b>
<b>3.7</b>	<b>Aldrin, Dieldrin, Endrin, Chlordan, Heptachlor, Mirex, Chlordacon, Pentachlorphenol .....</b>	<b>59</b>
<b>3.8</b>	<b>Polybromierte Diphenylether, Chlorparaffine.....</b>	<b>62</b>
<b>3.9</b>	<b>Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe .....</b>	<b>62</b>
<b>3.10</b>	<b>Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe, Trichloressigsäure .....</b>	<b>65</b>
<b>3.11</b>	<b>Nitrophenole .....</b>	<b>67</b>
<b>3.12</b>	<b>Ergebnisse für das Höhenprofil Koralpe .....</b>	<b>70</b>
<b>3.13</b>	<b>Zusammenhänge zwischen den einzelnen Parametern .....</b>	<b>80</b>
<b>4</b>	<b>SCHLUSSFOLGERUNGEN.....</b>	<b>90</b>
<b>5</b>	<b>LITERATUR .....</b>	<b>92</b>
<b>6</b>	<b>ANHANG .....</b>	<b>95</b>
<b>6.1</b>	<b>Datentabellen.....</b>	<b>95</b>
<b>6.2</b>	<b>Spearman-Rank-Korrelationstabellen.....</b>	<b>106</b>

## TABLE OF CONTENTS

English written chapter in italics

<b><i>EXTENDED SUMMARY</i></b> .....	<b>3</b>
<b><i>TABLE OF CONTENTS</i></b> .....	<b>8</b>
<b><i>LIST OF FIGURES</i></b> .....	<b>13</b>
<b><i>LIST OF TABLES</i></b> .....	<b>19</b>
<b><i>GLOSSARY</i></b> .....	<b>22</b>
<b>1 INTRODUCTION</b> .....	<b>25</b>
<b>2 METHODS</b> .....	<b>27</b>
<b>2.1 Investigated sites and sampling</b> .....	<b>27</b>
<b>2.2 Chemical analyses</b> .....	<b>28</b>
2.2.1 Sample preparation .....	28
2.2.2 Soluble cuticular lipids of spruce needles .....	28
2.2.3 PCDD/F and TE-PCB .....	28
2.2.4 PCB, PBB, HCB, HCH, DDX, PBDE, aldrin, dieldrin, endrin, chlordane, heptachlor, mirex.....	29
2.2.5 Pentachlorophenol.....	31
2.2.6 Chlordecone .....	31
2.2.7 Chlorinated paraffins .....	31
2.2.8 PAH.....	32
2.2.9 Volatile chlorinated hydrocarbons and trichloroacetic acid.....	33
2.2.10 Nitrophenols .....	34
<b>2.3 Data treatment and statistical analyses</b> .....	<b>34</b>
<b>3 RESULTS</b> .....	<b>36</b>
<b>3.1 Polychlorinated dibenzodioxins und -furans</b> .....	<b>36</b>
<b>3.2 Polychlorinated biphenyls, polybrominated biphenyls</b> .....	<b>41</b>
<b>3.3 Total toxic equivalent concentrations of PCDD/F and PCB</b> .....	<b>48</b>
<b>3.4 Hexachlorobenzene</b> .....	<b>50</b>
<b>3.5 Hexachlorocyclohexans</b> .....	<b>52</b>
<b>3.6 DDT and metabolites</b> .....	<b>56</b>

---

<b>3.7</b>	<b>Aldrin, dieldrin, endrin, chlordan, heptachlor, mirex, chlordecon, pentachlorophenol .....</b>	<b>59</b>
<b>3.8</b>	<b>Polybrominated diphenylethers, chlorinated paraffins .....</b>	<b>62</b>
<b>3.9</b>	<b>Polycyclic aromatic hydrocarbons.....</b>	<b>62</b>
<b>3.10</b>	<b>Volatile halogenated hydrocarbons, trichloroacetic acid.....</b>	<b>65</b>
<b>3.11</b>	<b>Nitrophenols .....</b>	<b>67</b>
<b>3.12</b>	<b>Results of the altitude profile Koralpe .....</b>	<b>70</b>
<b>3.13</b>	<b>Correlations between individual parameters .....</b>	<b>80</b>
<b>4</b>	<b>CONCLUSIONS .....</b>	<b>90</b>
<b>5</b>	<b>LITERATURE .....</b>	<b>92</b>
<b>6</b>	<b>APPENDIX .....</b>	<b>95</b>
<b>6.1</b>	<b>Data tables .....</b>	<b>95</b>
<b>6.2</b>	<b>Spearman Rank correlation tables.....</b>	<b>106</b>

## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1:	Lage der Untersuchungsstandorte.....	27
Abb. 2:	Mittleres relatives PCDD/F-Homologenmuster in den ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus jener Standorte, wo beide Medien untersucht wurden..	37
Abb. 3:	Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane in den ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus der Untersuchungsstandorte.....	39
Abb. 4:	Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane in den ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus der Untersuchungsstandorte (angegeben in toxischen Äquivalenten gemäß WHO für das Schutzgut Mensch und Säugetiere).....	40
Abb. 5:	Mittlere relative PCB-Muster in den ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus jener Standorte, wo beide Medien untersucht wurden.....	43
Abb. 6:	Polychlorierte Biphenyle (Summe von PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 und PCB 180) in den ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus der Untersuchungsstandorte.....	45
Abb. 7:	Polychlorierte Biphenyle (Summe der PCB mit Toxizitätsäquivalenzfaktoren) in den ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus der Untersuchungsstandorte.....	46
Abb. 8:	Polychlorierte Biphenyle in den ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus der Untersuchungsstandorte (angegeben in toxischen Äquivalenten gemäß WHO für das Schutzgut Mensch und Säugetiere).....	47
Abb. 9:	Gesamttoxizitätsäquivalentgehalte von PCDD/F und PCB (gemäß WHO für das Schutzgut Mensch und Säugetiere) in den ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus der Untersuchungsstandorte.....	49
Abb. 10:	Hexachlorbenzol in den ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus der Untersuchungsstandorte.....	51
Abb. 11:	Signifikante Korrelation zwischen $\alpha$ -HCH und $\gamma$ -HCH in den ½-jährigen Fichtennadeln.....	54
Abb. 12:	Hexachlorcyclohexane in den ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus der Untersuchungsstandorte.....	55
Abb. 13:	Signifikante Korrelation zwischen p,p-DDE und p,p-DDT im Auflagehumus.....	57
Abb. 14:	DDT und Metaboliten in den ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus der Untersuchungsstandorte.....	58
Abb. 15:	Aldrin und Dieldrin im Auflagehumus der Untersuchungsstandorte.....	61
Abb. 16:	Mittlere relative PAH-Muster in den ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus jener Standorte, wo beide Medien untersucht wurden.....	63
Abb. 17:	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in den ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus der Untersuchungsstandorte.....	64
Abb. 18:	Signifikante Korrelation zwischen TCM und TCA in den ½-jährigen Fichtennadeln.....	66
Abb. 19:	Chloroform in den ½-jährigen Fichtennadeln der Untersuchungsstandorte.....	66

---

Abb. 20: Trichloressigsäure in den ½-jährigen Fichtennadeln der Untersuchungsstandorte.....	67
Abb. 21: Mittlere relative Nitrophenolmuster in den ½-jährigen Fichtennadeln der vorliegenden Studie und einer früheren Untersuchung.....	69
Abb. 22: 2,4-Dinitrophenol in den ½-jährigen Fichtennadeln der Untersuchungsstandorte.....	69
Abb. 23: Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane in ½-jährigen und 1½-jährigen Fichtennadeln sowie im Auflagehumus entlang des Höhenprofils Koralpe.....	72
Abb. 24: Verhältnis PCDD zu PCDF und hochchlorierte PCDD/F zu niedrigchlorierte PCDD/F in ½-jährigen und 1½-jährigen Fichtennadeln sowie im Auflagehumus entlang des Höhenprofils Koralpe .....	72
Abb. 25: Relatives PCDD/F-Homologenmuster in ½-jährigen Fichtennadeln, in 1½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus entlang des Höhenprofils Koralpe .....	73
Abb. 26: Polychlorierte Biphenyle in ½-jährigen und 1½-jährigen Fichtennadeln sowie im Auflagehumus entlang des Höhenprofils Koralpe.....	74
Abb. 27: Relatives PCB-Muster im Auflagehumus entlang des Höhenprofils Koralpe.....	74
Abb. 28: Relatives Muster der TE-PCB in ½-jährigen Fichtennadeln, in 1½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus entlang des Höhenprofils Koralpe.....	75
Abb. 29: Toxizitätsäquivalentgehalte der PCDD/F und PCB in ½-jährigen und 1½-jährigen Fichtennadeln sowie im Auflagehumus entlang des Höhenprofils Koralpe .....	76
Abb. 30: Hexachlorbenzol und Hexachlorcyclohexane in ½-jährigen und 1½-jährigen Fichtennadeln sowie im Auflagehumus entlang des Höhenprofils Koralpe .....	76
Abb. 31: Verhältnis $\alpha$ -HCH zu $\gamma$ -HCH in ½-jährigen und 1½-jährigen Fichtennadeln sowie im Auflagehumus entlang des Höhenprofils Koralpe.....	76
Abb. 32: DDT und Metaboliten in ½-jährigen und 1½-jährigen Fichtennadeln sowie im Auflagehumus entlang des Höhenprofils Koralpe.....	77
Abb. 33: Verhältnis p,p-DDT zu p,p-DDE im Auflagehumus entlang des Höhenprofils Koralpe.....	77
Abb. 34: Aldrin, Dieldrin und cis-Chlordan im Auflagehumus entlang des Höhenprofils Koralpe.....	77
Abb. 35: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in ½-jährigen und 1½-jährigen Fichtennadeln sowie im Auflagehumus entlang des Höhenprofils Koralpe .....	78
Abb. 36: Verhältnis 2 + 3-Ring PAH zu 4 – 6-Ring PAH in ½-jährigen und 1½-jährigen Fichtennadeln sowie im Auflagehumus entlang des Höhenprofils Koralpe .....	78
Abb. 37: Relatives PAH-Muster in ½-jährigen Fichtennadeln, in 1½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus entlang des Höhenprofils Koralpe.....	79
Abb. 38: Chloroform und Trichloressigsäure in ½-jährigen und 1½-jährigen Fichtennadeln entlang des Höhenprofils Koralpe .....	80
Abb. 39: Nitrophenole in ½-jährigen und 1½-jährigen Fichtennadeln entlang des Höhenprofils Koralpe .....	80

---

---

Abb. 40: Signifikante Korrelationen zwischen TCDF bzw. HxCDD und HCB bzw. PCB114 in den ½-jährigen Fichtennadeln.....	81
Abb. 41: Signifikante Korrelationen zwischen HCH bzw. $\gamma$ -HCH und 3-M-4-NP, HCB bzw. DDX in den ½-jährigen Fichtennadeln. ....	81
Abb. 42: Signifikante Korrelationen zwischen TCA und 4-NP sowie der Summe der Nitrophenole in den ½-jährigen Fichtennadeln.....	82
Abb. 43: Signifikante Korrelationen zwischen der Masse an Auflagehumus und $\alpha$ -HCH, p,p-DDE, Naphthalin sowie den Toxizitätsäquivalentgehalten von PCDD/F + PCB im Auflagehumus.....	83
Abb. 44: Signifikante Korrelationen zwischen polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen und polychlorierten Biphenylen im Auflagehumus.....	85
Abb. 45: Signifikante Korrelationen zwischen polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen und Chlorpestiziden im Auflagehumus.....	86
Abb. 46: Signifikante Korrelationen zwischen polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen und polzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen im Auflagehumus.....	86
Abb. 47: Signifikante Korrelationen zwischen polychlorierten Biphenylen und Chlorpestiziden sowie polzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen im Auflagehumus.....	87
Abb. 48: Signifikante Korrelationen zwischen den Toxizitätsäquivalentgehalten von PCDD/F + PCB und HCH sowie BaP im Auflagehumus. ....	88
Abb. 49: Signifikante Korrelationen zwischen Chlorpestiziden im Auflagehumus.....	88
Abb. 50: Signifikante Korrelationen zwischen Chlorpestiziden und polzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen im Auflagehumus.....	89



## LIST OF FIGURES

Figure 1: Location of the investigated sites.....	27
Figure 2: Mean relative PCDD/F homologue profiles in ½-year old spruce needles and in the humus layer of sites, where both compartments were analysed. ....	37
Figure 3: Polychlorinated dibenzodioxins and -furans in ½-year old spruce needles and in the humus layer of the investigated sites. ....	39
Figure 4: Polychlorinated dibenzodioxins and -furans in ½-year old spruce needles and in the humus layer of the investigated sites (concentrations expressed in toxic equivalents for man and mammals according to WHO). ....	40
Figure 5: Mean relative PCB patterns in ½-year old spruce needles and in the humus layer of sites, where both compartments were analysed. ....	43
Figure 6: Polychlorinated biphenyls (sum of PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 and PCB 180) in ½-year old spruce needles and in the humus layer of the investigated sites. ....	45
Figure 7: Polychlorinated biphenyls (sum of all PCBs with toxic equivalency factors) in ½-year old spruce needles and in the humus layer of the investigated sites. ....	46
Figure 8: Polychlorinated biphenyls in ½-year old spruce needles and in the humus layer of the investigated sites (concentrations expressed in toxic equivalents for man and mammals according to WHO). ....	47
Figure 9: Total toxic equivalent concentrations of PCDD/F and PCB (according to WHO for man and mammals) in ½-year old spruce needles and in the humus layer of the investigated sites. ....	49
Figure 10: Hexachlorobenzene in ½-year old spruce needles and in the humus layer of the investigated sites.....	51
Figure 11: Significant correlation between $\alpha$ -HCH and $\gamma$ -HCH in ½-year old spruce needles.....	54
Figure 12: Hexachlorocyclohexans in ½-year old spruce needles and in the humus layer of the investigated sites.....	55
Figure 13: Significant correlation between p,p-DDE and p,p-DDT in the humus layer. ....	57
Figure 14: DDT and metabolites in ½-year old spruce needles and in the humus layer of the investigated sites.....	58
Figure 15: Aldrin and dieldrin in the humus layer of the investigated sites. ....	61
Figure 16: Mean relative PAH patterns in ½-year old spruce needles and in the humus layer of sites, where both compartments were analysed. ....	63
Figure 17: Polycyclic aromatic hydrocarbons in ½-year old spruce needles and in the humus layer of the investigated sites. ....	64
Figure 18: Significant correlation between TCM and TCA in the ½-year old spruce needles. ....	66
Figure 19: Chloroform in ½-year old spruce needles of the investigated sites. ....	66

Figure 20: Trichloroacetic acid in ½-year old spruce needles of the investigated sites.....	67
Figure 21: Mean relative nitrophenol patterns in ½-year old spruce needles of the present investigation and in ½-year old spruce needles of a previous investigation.....	69
Figure 22: 2,4-Dinitrophenol in ½-year old spruce needles of the investigated sites.....	69
Figure 23: Polychlorinated dibenzodioxins and -furans in ½-year old and 1½-year old spruce needles and in the humus layer of the altitude profile Koralpe. ....	72
Figure 24: PCDD/PCDF ratio and “highly chlorinated PCDD/F”/“low chlorinated PCDD/F” ratio in ½-year old and 1½-year old spruce needles and in the humus layer of the altitude profile Koralpe.....	72
Figure 25: Relative PCDD/F homologue profiles in ½-year old spruce needles, in 1½-year old spruce needles and in the humus layer of the altitude profile Koralpe. ....	73
Figure 26: Polychlorinated biphenyls in ½-year old and 1½-year old spruce needles and in the humus layer of the altitude profile Koralpe.....	74
Figure 27: Relative PCB pattern in the humus layer of the altitude profile Koralpe. ....	74
Figure 28: Relative pattern of the TE-PCB in ½-year old spruce needles, in 1½-year old spruce needles and in the humus layer of the altitude profile Koralpe. ....	75
Figure 29: Toxic equivalent concentrations of PCDD/F and PCB in ½-year old and 1½-year old spruce needles and in the humus layer of the altitude profile Koralpe. ....	76
Figure 30: Hexachlorobenzene and hexachlorocyclohexans in ½-year old and 1½-year old spruce needles and in the humus layer of the altitude profile Koralpe. ....	76
Figure 31: α-HCH/γ-HCH ratio in ½-year old and 1½-year old spruce needles and in the humus layer of the altitude profile Koralpe. ....	76
Figure 32: DDT and metabolites in ½-year old and 1½-year old spruce needles and in the humus layer of the altitude profile Koralpe. ....	77
Figure 33: p,p-DDT/p,p-DDE ratio in the humus layer of the altitude profile Koralpe. ....	77
Figure 34: Aldrin, dieldrin and cis-chlordane in the humus layer of the altitude profile Koralpe. ....	77
Figure 35: Polycyclic aromatic hydrocarbons in ½-year old and 1½-year old spruce needles and in the humus layer of the altitude profile Koralpe. ....	78
Figure 36: “2 + 3-ring PAH”/“4 – 6-ring PAH” ratio in ½-year old and 1½-year old spruce needles and in the humus layer of the altitude profile Koralpe. ....	78
Figure 37: Relative PAH pattern in ½-year old spruce needles, in 1½-year old spruce needles and in the humus layer of the altitude profile Koralpe. ....	79
Figure 38: Chlorform and trichloroacetic acid in ½-year old and 1½-year old spruce needles of the altitude profile Koralpe.....	80
Figure 39: Nitrophenols in ½-year old and 1½-year old spruce needles of the altitude profile Koralpe. ....	80

---

Figure 40: Significant correlation between TCDF and HCB and between HxCDD and PCB114 in ½-year old spruce needles.....	81
Figure 41: Significant correlation between HCH, $\gamma$ -HCH and 3-M-4-NP, HCB, DDX in ½-year old spruce needles.....	81
Figure 42: Significant correlation between TCA and 4-NP and TCA and the sum of nitrophenols in ½-year old spruce needles.....	82
Figure 43: Significant correlation between the masses of humus layer per hectare and $\alpha$ -HCH, p,p-DDE, naphthalene and the toxic equivalent concentrations of PCDD/F + PCB in the humus layer. ....	83
Figure 44: Significant correlation between polychlorinated dibenzodioxins and -furans and polychlorinated biphenyls in the humus layer. ....	85
Figure 45: Significant correlation between polychlorinated dibenzodioxins and -furans and chloropesticides in the humus layer. ....	86
Figure 46: Significant correlation between polychlorinated dibenzodioxins and -furans and polycyclic aromatic hydrocarbons in the humus layer.....	86
Figure 47: Significant correlation between polychlorinated biphenyls and chloropesticides in the humus layer. ....	87
Figure 48: Significant correlation between the toxic equivalent concentrations of PCDD/F + PCB and HCH and BaP in the humus layer.....	88
Figure 49: Significant correlation between individual chloropesticides in the humus layer.....	88
Figure 50: Significant correlation between chloropesticides and polycyclic aromatic hydrocarbons in the humus layer.....	89

## TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1: Mediane und Konzentrationsbereiche von polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen in ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus der slowenischen und kärntner Standorte und Vergleichsdaten von Hintergrundstandorten aus einer früheren Untersuchung. ....	36
Tab. 2: Mediane und Konzentrationsbereiche von polychlorierten Biphenylen in ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus der slowenischen und kärntner Standorte und Vergleichsdaten von Hintergrundstandorten aus einer früheren Untersuchung. ....	42
Tab. 3: Mediane und Bereiche der Toxizitätsäquivalentgehalte von polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen, polychlorierten Biphenylen und der Gesamttoxizitätsäquivalentgehalte in ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus der slowenischen und kärntner Standorte. ....	48
Tab. 4: Mediane und Konzentrationsbereiche von Hexachlorbenzol in ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus der slowenischen und kärntner Standorte und Vergleichsdaten von Hintergrundstandorten aus einer früheren Untersuchung. ....	50
Tab. 5: Mediane und Konzentrationsbereiche von Hexachlorcyclohexanen in ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus der slowenischen und kärntner Standorte und Vergleichsdaten von Hintergrundstandorten aus einer früheren Untersuchung. ....	52
Tab. 6: Mediane und Konzentrationsbereiche von DDT plus Metaboliten in ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus der slowenischen und kärntner Standorte und Vergleichsdaten von Hintergrundstandorten aus einer früheren Untersuchung. ....	57
Tab. 7: Mediane und Konzentrationsbereiche von Aldrin, Dieldrin, Endrin, Chlordan, Heptachlor, Mirex, Chlordecon und Pentachlorphenol in ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus der slowenischen und kärntner Standorte. ....	60
Tab. 8: Mediane und Konzentrationsbereiche von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus der slowenischen und kärntner Standorte und Vergleichsdaten von Hintergrundstandorten aus einer früheren Untersuchung. ....	62
Tab. 9: Mediane und Konzentrationsbereiche von flüchtigen halogenierten Kohlenwasserstoffen und Trichloressigsäure in ½-jährigen Fichtennadeln der slowenischen und kärntner Standorte und Vergleichsdaten von Hintergrundstandorten aus einer früheren Untersuchung. ....	65
Tab. 10: Mediane und Konzentrationsbereiche von Nitrophenolen in ½-jährigen Fichtennadeln der slowenischen und kärntner Standorte und Vergleichsdaten von Hintergrundstandorten aus einer früheren Untersuchung. ....	68
Tab. 11: Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane in den einzelnen Fichtennadelproben der vorliegenden Untersuchung. ....	95
Tab. 12: Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane in den einzelnen Auflagehumusproben der vorliegenden Untersuchung. ....	96
Tab. 13: Polychlorierte Biphenyle in den einzelnen Fichtennadelproben der vorliegenden Untersuchung. ....	97

---

Tab. 14: Polychlorierte Biphenyle in den einzelnen Auflagehumusproben der vorliegenden Untersuchung. ....	99
Tab. 15: Gesamttoxizitätsäquivalente von PCDD/F und PCB in den einzelnen Fichtennadelproben der vorliegenden Untersuchung.....	100
Tab. 16: Gesamttoxizitätsäquivalente von PCDD/F und PCB in den einzelnen Auflagehumusproben der vorliegenden Untersuchung. ....	100
Tab. 17: Chlorpestizide in den einzelnen Fichtennadelproben der vorliegenden Untersuchung.....	101
Tab. 18: Chlorpestizide in den einzelnen Auflagehumusproben der vorliegenden Untersuchung. ....	102
Tab. 19: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in den einzelnen Fichtennadelproben der vorliegenden Untersuchung. ....	103
Tab. 20: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in den einzelnen Auflagehumusproben der vorliegenden Untersuchung. ....	104
Tab. 21: Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe und Trichloressigsäure in den einzelnen Fichtennadelproben der vorliegenden Untersuchung.....	105
Tab. 22: Nitrophenole in den einzelnen Fichtennadelproben der vorliegenden Untersuchung. ....	105
Tab. 23: Korrelationen zwischen den Homologen polychlorierter Dibenzodioxine und -furane in den Fichtennadeln. ....	106
Tab. 24: Korrelationen zwischen den Homologen polychlorierter Dibenzodioxine und -furane im Auflagehumus. ....	106
Tab. 25: Korrelationen zwischen den polychlorierten Biphenylen in den Fichtennadeln. ....	107
Tab. 26: Korrelationen zwischen den polychlorierten Biphenylen im Auflagehumus. ....	107
Tab. 27: Korrelationen zwischen den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in den Fichtennadeln.....	108
Tab. 28: Korrelationen zwischen den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen im Auflagehumus. ....	108
Tab. 29: Korrelationen zwischen den polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen und den polychlorierten Biphenylen in den Fichtennadeln. ....	109
Tab. 30: Korrelationen zwischen den polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen und den polychlorierten Biphenylen im Auflagehumus.....	110
Tab. 31: Korrelationen zwischen den polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen und Chlorpestiziden, Chloroform und Trichloressigsäure in den Fichtennadeln. ....	111
Tab. 32: Korrelationen zwischen den polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen und den Chlorpestiziden im Auflagehumus.....	112
Tab. 33: Korrelationen zwischen den polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen und den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in den Fichtennadeln. ....	113
Tab. 34: Korrelationen zwischen den polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen und den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen im Auflagehumus. ....	114

---

Tab. 35: Korrelationen zwischen den polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen und den Nitrophenolen in den Fichtennadeln.....	115
Tab. 36: Korrelationen zwischen den polychlorierten Biphenylen und Chlorpestiziden, Chloroform und Trichloressigsäure in den Fichtennadeln.....	116
Tab. 37: Korrelationen zwischen den polychlorierten Biphenylen und den Chlorpestiziden im Auflagehumus. ....	117
Tab. 38: Korrelationen zwischen den polychlorierten Biphenylen und den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in den Fichtennadeln.....	118
Tab. 39: Korrelationen zwischen den polychlorierten Biphenylen und den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen im Auflagehumus. ....	119
Tab. 40: Korrelationen zwischen den polychlorierten Biphenylen und den Nitrophenolen in den Fichtennadeln. ....	120
Tab. 41: Korrelationen zwischen den Chlorpestiziden, Chloroform, Trichloressigsäure, Nitrophenolen und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in den Fichtennadeln. ....	121
Tab. 42: Korrelationen zwischen den Chlorpestiziden im Auflagehumus. ....	121
Tab. 43: Korrelationen zwischen den Chlorpestiziden und den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen im Auflagehumus.....	122

## LIST OF TABLES

Table 1: Medians and concentration ranges of polychlorinated dibenzodioxins and -furans in 1/2-year old spruce needles and in the humus layer from the Slovenian and Carinthian sites and comparison with data for remote sites from a previous investigation. ....	36
Table 2: Medians and concentration ranges of polychlorinated biphenyls in 1/2-year old spruce needles and in the humus layer from the Slovenian and Carinthian sites and comparison with data for remote sites from a previous investigation. ....	42
Table 3: Medians and ranges of the toxic equivalent concentrations of polychlorinated dibenzodioxins and -furans, polychlorinated biphenyls and total toxic equivalent concentrations in 1/2-year old spruce needles and in the humus layer from the Slovenian and Carinthian sites. ....	48
Table 4: Medians and concentration ranges of hexachlorobenzene in 1/2-year old spruce needles and in the humus layer from the Slovenian and Carinthian sites and comparison with data for remote sites from a previous investigation. ....	50
Table 5: Medians and concentration ranges of hexachlorocyclohexanes in 1/2-year old spruce needles and in the humus layer from the Slovenian and Carinthian sites and comparison with data for remote sites from a previous investigation. ....	52
Table 6: Medians and concentration ranges of DDT plus metabolites in 1/2-year old spruce needles and in the humus layer from the Slovenian and Carinthian sites and comparison with data for remote sites from a previous investigation. ....	57
Table 7: Medians and concentration ranges of aldrin, dieldrin, endrin, chlordane, heptachlor, mirex, chlordecone and pentachlorophenol in 1/2-year old spruce needles and in the humus layer from the Slovenian and Carinthian sites. ....	60
Table 8: Medians and concentration ranges of polycyclic aromatic hydrocarbons in 1/2-year old spruce needles and in the humus layer from the Slovenian and Carinthian sites and comparison with data for remote sites from a previous investigation. ....	62
Table 9: Medians and concentration ranges of volatile halogenated hydrocarbons and trichloroacetic acid in 1/2-year old spruce needles from the Slovenian and Carinthian sites and comparison with data for remote sites from a previous investigation. ....	65
Table 10: Medians and concentration ranges of nitrophenols in 1/2-year old spruce needles from the Slovenian and Carinthian sites and comparison with data for remote sites from a previous investigation. ....	68
Table 11: Polychlorinated dibenzodioxins and -furans in the individual spruce needle samples of the present investigation. ....	95
Table 12: Polychlorinated dibenzodioxins and -furans in the individual humus layer samples of the present investigation. ....	96
Table 13: Polychlorinated biphenyls in the individual spruce needle samples of the present investigation. ....	97

Table 14: Polychlorinated biphenyls in the individual humus layer samples of the present investigation.....	99
Table 15: Total equivalent concentrations of PCDD/F and PCB in the individual spruce needle samples of the present investigation.....	100
Table 16: Total equivalent concentrations of PCDD/F and PCB in the individual humus layer samples of the present investigation.....	100
Table 17: Chloropesticides in the individual spruce needle samples of the present investigation.....	101
Table 18: Chloropesticides in the individual humus layer samples of the present investigation.....	102
Table 19: Polycyclic aromatic hydrocarbons in the individual spruce needle samples of the present investigation.....	103
Table 20: Polycyclic aromatic hydrocarbons in the individual humus layer samples of the present investigation.....	104
Table 21: Volatile halogenated hydrocarbons and trichloroacetic acid in the individual spruce needle samples of the present investigation.....	105
Table 22: Nitrophenols in the individual spruce needle samples of the present investigation.....	105
Table 23: Correlations between the homologues of polychlorinated dibenzodioxins and -furans in the spruce needles.....	106
Table 24: Correlations between the homologues of polychlorinated dibenzodioxins and -furans in the humus layers.....	106
Table 25: Correlations between the polychlorinated biphenyls in the spruce needles.....	107
Table 26: Correlations between the polychlorinated biphenyls in the humus layers.....	107
Table 27: Correlations between the polycyclic aromatic hydrocarbons in the spruce needles.....	108
Table 28: Correlations between the polycyclic aromatic hydrocarbons in the humus layers.....	108
Table 29: Correlations between the polychlorinated dibenzodioxins and -furans and the polychlorinated biphenyls in the spruce needles.....	109
Table 30: Correlations between the polychlorinated dibenzodioxins and -furans and the polychlorinated biphenyls in the humus layers.....	110
Table 31: Correlations between the polychlorinated dibenzodioxins and -furans and the chloropesticides in the spruce needles.....	111
Table 32: Correlations between the polychlorinated dibenzodioxins and -furans and the chloropesticides in the humus layers.....	112
Table 33: Correlations between the polychlorinated dibenzodioxins and -furans and the polycyclic aromatic hydrocarbons in the spruce needles.....	113
Table 34: Correlations between the polychlorinated dibenzodioxins and -furans and the polycyclic aromatic hydrocarbons in the humus layers.....	114
Table 35: Correlations between the polychlorinated dibenzodioxins and -furans and the nitrophenols in the spruce needles.....	115



---

Table 36: Correlations between the polychlorinated biphenyls and chloropesticides, chloroform and trichloroacetic acid in the spruce needles.....	116
Table 37: Correlations between the polychlorinated biphenyls and chloropesticides in the humus layers.....	117
Table 38: Correlations between the polychlorinated biphenyls and the polycyclic aromatic hydrocarbons in the spruce needles.....	118
Table 39: Correlations between the polychlorinated biphenyls and the polycyclic aromatic hydrocarbons in the humus layers.....	119
Table 40: Correlations between the polychlorinated biphenyls and the nitrophenols in the spruce needles.....	120
Table 41: Correlations between the chloropesticides, chloroform, trichloroacetic acid, nitrophenols and polycyclic aromatic hydrocarbons in the spruce needles.....	121
Table 42: Correlations between the chloropesticides in the humus layers. ....	121
Table 43: Correlations between the chloropesticides and the polycyclic aromatic hydrocarbons in the humus layers. ....	122

## GLOSSAR, GLOSSARY

2,4-DNP .....	2,4-Dinitrophenol, <i>2,4-dinitrophenol</i>
2,5-DNP .....	2,5-Dinitrophenol, <i>2,5-dinitrophenol</i>
2,6-DM-4-NP .....	2,6-Dimethyl-4-Nitrophenol, <i>2,6-dimethyl-4-nitrophenol</i>
2,6-DNP .....	2,6-Dinitrophenol, <i>2,6-dinitrophenol</i>
2-M-3-NP.....	2-Methyl-3-Nitrophenol, <i>2-methyl-3-nitrophenol</i>
2-NP .....	2-Nitrophenol, <i>2-nitrophenol</i>
3,4-DNP .....	3,4-Dinitrophenol, <i>3,4-dinitrophenol</i>
3-M-2-NP.....	3-Methyl-2-Nitrophenol, <i>3-methyl-2-nitrophenol</i>
3-M-4-NP.....	3-Methyl-4-Nitrophenol, <i>3-methyl-4-nitrophenol</i>
3-NP .....	3-Nitrophenol, <i>3-nitrophenol</i>
4-M-2,6-DNP .....	4-Methyl-2,6-Dinitrophenol, <i>4-methyl-2,6-dinitrophenol</i>
4-M-2-NP.....	4-Methyl-2-Nitrophenol, <i>4-methyl-2-nitrophenol</i>
4-NP .....	4-Nitrophenol, <i>4-nitrophenol</i>
5-M-2-NP.....	5-Methyl-2-Nitrophenol, <i>5-methyl-2-nitrophenol</i>
6-M-2,4-DNP .....	6-Methyl-2,4-Dinitrophenol, <i>6-methyl-2,4-dinitrophenol</i>
Abb.....	Abbildung, <i>figure</i>
Ana.....	Acenaphthen, <i>acenaphthene</i>
Ant .....	Anthracen, <i>anthracene</i>
Any.....	Acenaphthylen, <i>acenaphthylene</i>
BaA .....	Benzo(a)anthracen, <i>benzo(a)anthracene</i>
BaP .....	Benzo(a)pyren, <i>benzo(a)pyren</i>
BbF .....	Benzo(b)fluoranthen, <i>benzo(b)fluoranthene</i>
BG.....	Bestimmungsgrenze, <i>quantification limit</i>
BghiP .....	Benzo(g,h,i)perylen, <i>benzo(g,h,i)perylene</i>
BkF .....	Benzo(k)fluoranthen, <i>benzo(k)fluoranthene</i>
Chrys.....	Chrysen, <i>chrysene</i>
CKW .....	chlorierte Kohlenwasserstoffe, <i>chlorinated hydrocarbons</i>
DbahA .....	Dibenzo(a,h)anthracen, <i>dibenzo(a,h)anthracene</i>
DBCM .....	Dibromchlormethan, <i>dibromochloromethane</i>
DDD .....	Dichlordiphenyldichlorethan, <i>dichlordiphenyldichlorethane</i>
DDE .....	Dichlordiphenyldichlorethylen, <i>dichlordiphenyldichlorethylene</i>
DDT.....	Dichlordiphenyltrichlorethan, <i>dichlordiphenyltrichlorethan</i>
DDX .....	Summe aus o,p', p,p'-DDT und dessen Metaboliten o,p', p,p'-DDD und o,p', p,p'-DDE, <i>sum of o,p', p,p'-DDT and the metabolites o,p', p,p'-DDD and o,p', p,p'-DDE</i>
DSEB .....	Dinoseb, <i>dinoseb</i>
EPA.....	US-Environmental Protection Agency
Fla.....	Fluoranthen, <i>fluoranthene</i>
Flu.....	Fluoren, <i>fluoren</i>
FS .....	Frischsubstanz, <i>fresh weight</i>
HCB .....	Hexachlorbenzol, <i>hexachlorobenzene</i>

HCH .....	Hexachlorcyclohexane (als „HCH“ Summe der vier $\alpha$ - $\delta$ Isomere), <i>hexachlorocyclohexanes (as "HCH" sum of the four <math>\alpha</math>-<math>\delta</math> isomers)</i>
HpCDD .....	Heptachlordibenzodioxine, <i>heptachlorodibenzodioxins</i>
HpCDF .....	Heptachlordibenzofurane, <i>heptachlorodibenzofurans</i>
HxCDD .....	Hexachlordibenzodioxine, <i>hexachlorodibenzodioxins</i>
HxCDF .....	Hexachlordibenzofurane, <i>hexachlorodibenzofurans</i>
Ind .....	Indeno(1,2,3-c,d)pyren, <i>indeno(1,2,3-c,d)pyrene</i>
ITEQ .....	PCDD/F ausgedrückt in toxischen Äquivalenten gemäß NATO-CCMS (1988), <i>PCDD/F expressed in toxic equivalents according to NATO-CCMS (1988)</i>
Kap .....	Kapitel, <i>chapter</i>
LHKW .....	Summe der analysierten leichtflüchtigen halogenierten Kohlenwasserstoffe (TCM, TCE, PER, TETRA, TRI, TBM, DBCM), <i>sum of the analysed volatile halogenated hydrocarbons (TCM, TCE, PER, TETRA, TRI, TBM, DBCM)</i>
lyo .....	lyophilisierte Trockensubstanz, <i>lyophilised dry weight</i>
N oder n .....	Stichprobenanzahl, <i>number of samples</i>
n.a. ....	nicht auswertbar, <i>not analysed</i>
Naph .....	Naphthalin, <i>naphthalene</i>
n.b. ....	nicht bestimmbar, < Bestimmungsgrenze, > Nachweisgrenze, <i>not quantifiable, &lt; quantification limit, &gt; detection limit</i>
n.n. ....	nicht nachweisbar, < Nachweisgrenze, <i>not detectable, &lt; detection limit</i>
N1 .....	1. Nadeljahrgang ( $1/2$ jährige Nadeln), <i>1<sup>st</sup> needle age class (<math>1/2</math>-year old needles)</i>
N100 .....	100-Nadelgewicht, <i>100 needles weight</i>
N2 .....	2. Nadeljahrgang ( $1 1/2$ jährige Nadeln), <i>2<sup>nd</sup> needle age class (<math>1 1/2</math>-year old needles)</i>
NG .....	Nachweisgrenze, <i>detection limit</i>
Njg .....	Nadeljahrgang, <i>needle age class</i>
O .....	Auflagehumus, <i>humus layer</i>
OCDD .....	Octachlordibenzodioxin, <i>octachlorodibenzodioxin</i>
OCDF .....	Octachlordibenzofuran, <i>octachlorodibenzofuran</i>
p .....	Irrtumswahrscheinlichkeit, <i>probability</i>
PAH .....	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (Summe von den 16 „priority pollutant“-PAH der US-Environmental Protection Agency), <i>polycyclic aromatic hydrocarbons (sum of 16 "priority pollutant"-PAH according to the US-Environmental Protection Agency)</i>
PBB .....	Polybromierte Biphenyle, <i>polybrominated biphenyls</i>
PBDE .....	Polybromierte Diphenylether, <i>polybrominated diphenylethers</i>
PCB .....	Polychlorierte Biphenyle, <i>polychlorinated biphenyls</i> ("Sum6PCB": Summe von ( <i>sum of</i> ) PCB28, PCB52, PCB101, PCB138, PCB153 und PCB180; "Sum TE-PCB": Summe von ( <i>sum of</i> ) PCB77, PCB81, PCB105, PCB114, PCB118, PCB123, PCB126, PCB156, PCB157, PCB167, PCB169, PCB189),
PCDD .....	Polychlorierte Dibenzodioxine (Summe), <i>polychlorinated dibenzodioxins (sum)</i>

PCDD/F.....	Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (Summe), <i>polychlorinated dibenzodioxins and -furans (sum)</i>
PCDF .....	Polychlorierte Dibenzofurane (Summe), <i>polychlorinated dibenzofurans (sum)</i>
PCP.....	Pentachlorphenol, <i>pentachlorophenol</i>
PeCDD.....	Pentachlordibenzodioxine, <i>pentachlorodibenzodioxins</i>
PeCDF .....	Pentachlordibenzofurane, <i>pentachlorodibenzofurans</i>
PER.....	Perchlorethylen, Tetrachlorethylen, <i>perchloroethylen, tetrachloroethylen</i>
Phen.....	Phenanthren, <i>phenanthrene</i>
Pyr.....	Pyren, <i>pyrene</i>
r.....	Korrelationskoeffizient, <i>correlation coefficient</i>
R-Qu. oder R <sup>2</sup> .....	Bestimmtheitsmaß der Regression, <i>goodness-of-fit</i>
SCL .....	in organischen Lösungsmitteln lösliche kutikuläre Lipide ( <i>soluble cuticular lipids</i> )
Sum6PCB .....	Summe von ( <i>sum of</i> ) PCB28, PCB52, PCB101, PCB138, PCB153 und PCB180
Sum NP.....	Summe der analysierten 16 Nitrophenole, <i>sum of 16 analysed nitrophenols</i>
Sum TE-PCB.....	Summe der PCB mit Toxizitätsäquivalenzfaktoren, <i>sum of PCB with toxic equivalent factors</i> (PCB77, PCB81, PCB105, PCB114, PCB118, PCB123, PCB126, PCB156, PCB157, PCB167, PCB169, PCB 189)
Tab.....	Tabelle, <i>table</i>
TBM .....	Tribrommethan, Bromoform, <i>tribromomethane, bromoform</i>
TCA.....	Trichloressigsäure, <i>trichloroacetic acid</i>
TCDD .....	Tetrachlordibenzodioxine, <i>tetrachlorodibenzodioxins</i>
TCDF .....	Tetrachlordibenzofurane, <i>tetrachlorodibenzofurans</i>
TCE.....	1,1,1-Trichlorethan, <i>1,1,1-trichlorethane</i>
TCM .....	Trichlormethan, Chloroform, <i>trichloromethane, chloroform</i>
TE .....	toxische Äquivalente, <i>toxic equivalents</i>
TE WHOm .....	PCDD/F und/oder PCB ausgedrückt in toxischen Äquivalenten gemäß Weltgesundheitsorganisation (WHO), Schutzgut Mensch und Säugetiere (Van den Berg 1998), <i>PCDD/F and/or PCB expressed in toxic equivalents according to WHO for man and mammals (Van den Berg 1998)</i>
TE WHOv.....	PCDD/F und/oder PCB ausgedrückt in toxischen Äquivalenten gemäß Weltgesundheitsorganisation (WHO), Schutzgut Vögel (Van den Berg 1998), <i>PCDD/F and/or PCB expressed in toxic equivalents according to WHO for birds (Van den Berg 1998)</i>
TETRA .....	Tetrachlormethan, Tetrachlorkohlenstoff, <i>tetrachloromethane, tetrachlorocarbon</i>
TRI.....	Trichlorethylen, <i>trichloroethylene</i>
TS .....	Trockensubstanz bei 105 °C, <i>dry weight at 105 °C</i>
WHO .....	Weltgesundheitsorganisation, <i>World Health Organisation</i>

## 1 EINLEITUNG

In den letzten Jahren und Jahrzehnten rückte die Belastung der Umwelt mit organischen Schadstoffen zunehmend in den Blickpunkt öffentlichen Interesses. So werden akkumulierende organische Schadstoffe und deren Konzentrationszunahme innerhalb von Nahrungsketten selbst in entlegenen Regionen der Erde fernab jeglicher Anwendung oder Emission nachgewiesen, beispielsweise in der Arktis (De March et al. 1998). Zu dieser Anreicherung in der Umwelt, vornehmlich in fetthaltigen Matrices wie etwa der Muttermilch, gesellen sich problematische toxische Eigenschaften, etwa Nachweise von Kanzerogenität, Mutagenität, Teratogenität, Embryo- und Fetotoxizität, hormonelle und reproduktionstoxische Wirkungen, Immunotoxizität bei einzelnen persistenten organischen Schadstoffen. Neben spektakulären Schadensfällen mit Massenvergiftungen waren es besonders schleichende, offenbar werdende Wirkungen einzelner persistenter organischer Schadstoffe und der ubiquitär hohe Level der Belastung, die Anlassfall für notwendige Maßnahmen zur Verringerung des Eintrags persistenter organischer Schadstoffe in die Umwelt wurden. Beispielsweise wurden in pestizid-, v.a. DDT-belasteten Gewässern Floridas verkümmerte Fortpflanzungsorgane bei männlichen Alligatoren und eine erhöhte Embryonensterblichkeit nachgewiesen (Guillette et al. 1994). Geschlechtsumwandlungen in Vogelpopulationen Südkaliforniens wurden auf eine DDT-induzierte Feminisierung von männlichen Embryonen während ihrer Entwicklung zurückgeführt (Fry und Toone 1981). Nicht geschlüpfte Vogeleier an der Nordsee wiesen signifikant höhere Konzentrationen an polychlorierten Biphenylen auf (Heinisch et al. 1994). Die Auflistung von Befunden ließe sich beliebig erweitern.

Bereits vor vielen Jahren wurden daher in einer Reihe von Staaten Maßnahmen wie Anwendungs- und Produktionsverbote erlassen, um den Eintrag einzelner persistenter organischer Schadstoffe in die Umwelt zu verringern. In Österreich waren dies etwa gesetzliche Anwendungsverbote für Pestizide wie DDT, Hexachlorbenzol, Pentachlorphenol etc. Die globale Dimension des Problems und Belastungen durch grenzüberschreitenden Luftschadstofftransport machten jedoch deutlich, dass es international verbindlicher Instrumente bedarf, um das Problem in den Griff zu bekommen. So wurde unter der UN-ECE-Konvention zu „Long-Range Transboundary Air Pollution“ ein Protokoll zu persistenten organischen Schadstoffen, deren Verwendung bzw. Emission durch einen verbindlichen Vertrag verboten bzw. reduziert werden soll, verabschiedet. Aktuell, im Frühjahr 2001 wurde unter der UNEP ein völkerrechtlich verbindlicher Vertrag zum weltweiten Bann (bzw. zur weitreichenden Emissionsminimierung) von zwölf langlebigen Umweltgiften beschlossen.

Besonders für Alpenländer wie Österreich und Slowenien sind internationale Maßnahmen zur Verringerung des Eintrages organischer Schadstoffe von besonderer Bedeutung. Die Alpen stellen eine Barriere für weiträumig verfrachtete Schadstoffe dar, die deshalb weitab von den Orten der Anwendung oder der Emission in alpine Ökosysteme eingetragen werden. Dazu kommen spezifische standörtliche Besonderheiten hochgelegener Gebiete, wie höherer Niederschlag, höhere Windgeschwindigkeit und tiefere Temperaturen, die für einen höheren Eintrag und/oder eine höhere Akkumulation organischer Schadstoffe im Alpenbereich verantwortlich sind. Die Lage der Alpen im Herzen Europas bedingt Regionen hoher Besiedelungsdichte, Industrialisierung, landwirtschaftlicher Produktion sowie ein entsprechend hohes Verkehrsaufkommen in unmittelbarer Umgebung.

Trotz dieser ungünstigen Voraussetzungen sind relativ wenige Untersuchungen zur Belastung mit organischen Schadstoffen im Alpenbereich bekannt. Eine Untersuchung von Seen ergab vergleichsweise höhere organische Schadstoffbelastungen in einem hochgelegenen nordtiroler Bergsee (Wathne et al. 1997). Eine Untersuchung von entlegenen österreichischen Waldstandorten zeigte eine ubiquitäre Belastung mit organischen Schadstoffen im Alpenbereich und erbrachte erstmals Hinweise, wonach hochgelegene Standorte vergleichsweise höher mit organischen Schadstoffen beaufschlagt werden als tiefer gelegene. Besonders Waldökosysteme scheinen Senken für akkumulierende organische Schadstoffe darzu-

stellen. Massenbilanzierungen ergaben, dass alleine im Wald Österreichs vielfach höhere Massen an verschiedenen organischen Schadstoffen gespeichert sind, als gegenwärtig in Österreich jährlich emittiert werden (Weiss 1998). Untersuchungen zur Deposition persistenter organischer Schadstoffe unter dem Kronendach eines Waldes und einer benachbarten Freifläche bestätigen die besondere Senkenfunktion des Waldes für solche Substanzen (Horstmann und McLachlan 1998).

Aufgrund dieser Befunde wurde die gegenständliche Studie durchgeführt. Im Rahmen einer grenzüberschreitenden Untersuchung wurden neun entlegene Waldstandorte in der Region Slowenien und Kärnten ausgewählt und ½-jährige Fichtennadeln, teilweise 1½-jährige Fichtennadeln und Auflagehumus dieser Standorte und zusätzlich von Standorten entlang eines Höhenprofils auf die Konzentrationen und Schadstoffmuster von einer Reihe akkumulierender, aber auch flüchtiger organischer Schadstoffe untersucht. Die wiederholte Beprobung eines Standorts sollte zudem Hinweise über eine Veränderung der Gehalte im Vergleich zu früheren Untersuchungen (Weiss 1998, Weiss 2000a) bringen. Eine Einbeziehung von Standorten Sloweniens sollte erstmals eine Feststellung und Einordnung der Belastung mit organischen Schadstoffen in entlegenen Waldgebieten dieses Alpenstaates erlauben. Es ist bekannt, dass die westlichen Teile Sloweniens – ähnlich wie die Nördlichen Kalkalpen – durch besonders hohe Niederschläge sowie Stickstoff- und Schwefeleinträge, die aus Fernverfrachtung stammen, charakterisiert sind (Kovar und Puxbaum 1992). Neben der Darstellung der grenzüberschreitenden, ubiquitären Belastung mit organischen Schadstoffen in Slowenien und Kärnten, war auch dieser Aspekt von besonderem Interesse für die Einbeziehung slowenischer Standorte. Insgesamt wurden folgende Substanzen oder Substanzgruppen in den untersuchten Medien analysiert: polychlorierte Dibenzodioxine und -furane, polychlorierte und polybromierte Biphenyle, Hexachlorbenzol, Hexachlorcyclohexane, DDT plus Metaboliten, Aldrin, Dieldrin, Endrin, Chlordan, Heptachlor, Mirex, Chlordecon, Pentachlorphenol, polybromierte Diphenylether, Chlorparaffine, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe, Trichloressigsäure und Nitrophenole.

## 2 METHODEN

### 2.1 Auswahl der Untersuchungsstandorte und Probenahme

Für die Untersuchung wurden zu 100 % mit Fichte bestockte Waldstandorte entlegen von potentiellen Emissionsquellen ausgewählt. Alle Standorte – mit Ausnahme jene des Höhenprofils – liegen zwischen 1050 m und 1490 m Seehöhe, mehrere hundert Meter über dem Talboden.

Die herangezogenen österreichischen Standorte entsprechen teilweise Untersuchungspunkten des Österreichischen Waldschadensbeobachtungssystems der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (Standorte 1, 4 und 5), alle slowenischen Standorte entsprechen Daueruntersuchungsflächen des Gozdanski Instituts in Ljubljana (Abb. 1). Für Standort 4 stehen auch aus früheren Umweltbundesamtuntersuchungen (Probenahme 1993 bzw. 1995; Weiss 1998, 2000a) Analysedaten für organische Schadstoffe in Fichtennadeln und im Auflagehumus zur Verfügung, sodass eine Wiederholungsbeprobung für die vorliegende Studie einen Datenvergleich ermöglicht.

Zusätzlich wurden im Bereich der Korralpe fünf Standorte eines bestehenden Höhenprofils des verdichteten Kärntner Bioindikatornetzes in die vorliegende Untersuchung einbezogen (Abb. 1).



Abb. 1: Lage der Untersuchungsstandorte

Figure 1: Location of the investigated sites

Auf allen ausgewählten Standorten wurden im Oktober 2000 die ½-jährigen Fichtennadelproben, auf den Standorten 31, 33 und 35 des Höhenprofils Korralpe zusätzlich die 1½-jährigen Fichtennadelproben und auf den Standorten 1, 2, 6, 7, 31, 33 und 35 im Bereich der Probenahmebäume Auflagehumusproben gewonnen.

Für die Fichtennadelproben wurden im Bereich des 7. Astquirls (Lichtkrone) von zwei vorherrschenden oder herrschenden Fichten je Standort Äste aus allen vier Himmelsrichtungen

geworben und nach den Nadeljahrgängen getrennt zu Mischproben vereinigt. Die Probenahmebäume lagen durchwegs im Waldbestand. Aufgrund der zusätzlichen Analyse der Nadeln auf flüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe wurden die Proben in ausgeglühte, luftdicht verschließbare Gläser randvoll abgefüllt und am Standort verschlossen. Bis zur weiteren Aufarbeitung und den Analysen blieben die Probengefäße luftdicht verschlossen.

Bei den Auflagehumusproben wurde je Standort eine Mischprobe pro Tiefenstufe aus zehn zufällig entlang den vier Seitenkanten eines Rechtecks (25x5 m) verteilten Einzelproben hergestellt. Die Proben wurden volumsgerecht mit dem Humusrahmen (30x30 cm) geworben.

Die Proben wurden in Gefrierboxen und lichtgeschützt transportiert. Bis zur weiteren Aufarbeitung wurden die Proben verschlossen, dunkel und bei -20 °C bzw. die Nadelproben für die CKW- und Nitrophenolanalysen bei -80 °C gelagert.

## 2.2 Chemische Analysen

### 2.2.1 Probenvorbereitung

Die Fichtennadeln wurden in flüssigem Stickstoff entnadelt und im Anschluss ein Teil der Probe gefriergetrocknet und die Trocknungsverluste von frisch auf gefriergetrocknet bestimmt. Für die Bestimmung des 100-Nadelgewichtes und der Trockenmasse von Fichtennadeln bei 105 °C wurden 100 ganze naturfeuchte Nadeln abgezählt und gewogen (100-Nadelgewicht frisch). Im Anschluss wurden diese bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und ausgewogen (100-Nadelgewicht bei 105 °C). Aus den jeweiligen Trocknungsverlusten ergaben sich die Umrechnungsfaktoren für die Konzentrationen in Bezug auf Trockenmasse bei 105 °C.

Für die Analyse der flüchtigen Kohlenwasserstoffe, Trichloressigsäure, Nitrophenole und des Wachsgehalts wurden frische Nadeln, für die Analyse der anderen Schadstoffe wurden die gefriergetrockneten Proben herangezogen.

Die Gefriertrockenmasse der von Steinen und Wurzeln befreiten Auflagehumusproben wurde nach DIN 38414, TI. 22 bestimmt. Die gefriergetrocknete Probe wurde bis zur Gewichtskonstanz bei 105 °C getrocknet und die Trocknungsverluste für die Umrechnung der auf lyophilisierte Trockenmasse bezogenen Analysenwerte auf 105 °C Trockenmasse bestimmt. Für die chemischen Analysen wurde der Auflagehumus kalt gemahlen.

### 2.2.2 Wachsgehalt von Fichtennadeln

- Extraktion der frischen ganzen Nadeln mit Dichlormethan
- Abdampfen des Dichlormethans zur Trockene
- Lufttrocknung des Rückstandes bis zur Gewichtskonstanz
- Auswägen des Rückstandes

### 2.2.3 PCDD/F und TE-PCB

- Dotation des zur Analyse eingesetzten lyophilisierten, homogenisierten Humus bzw. der ganzen lyophilisierten Fichtennadeln mit <sup>13</sup>C markierten Surrogatstandards für jedes zu bestimmende Kongener
- Soxhletextraktion der Probe mit Toluol.



- Mehrstufige säulenchromatographische Reinigung mit gleichzeitiger Auftrennung der Substanzklassen
- Gaschromatographische Endbestimmung über eine Kapillarsäule bei den PCB bzw. zwei Kapillarsäulen unterschiedlicher Polarität bei den PCDD/F mit hochauflösender massenspektrometrischer Detektion.
- Quantifizierung über Isotopenverdünnung
- Ermittlung der Nachweisgrenze über das Signal/Rauschverhältnis 1:3

Nachweisgrenzen:

PCDD/F	Fichtennadeln	Auflagehumus	PCB	Fichtennadeln	Auflagehumus
	Nachweisgrenze			Nachweisgrenze	
	ng/kg lyo			ng/kg lyo	
2378-TCDD	0,04	0,03	PCB77	1,80	0,88
12378-PeCDD	0,05	0,07	PCB81	1,38	0,47
123478-HxCDD	0,07	0,11	PCB105	3,16	2,40
123678-HxCDD	0,07	0,08	PCB114	1,09	0,40
123789-HxCDD	0,05	0,05	PCB118	2,34	1,38
1234678-HpCDD	0,05	0,24	PCB123	1,66	1,20
OCDD	0,08	0,28	PCB126	0,69	0,53
2378-TCDF	0,04	0,08	PCB156	2,45	1,35
12378-PeCDF	0,04	0,07	PCB157	1,54	0,73
23478-PeCDF	0,04	0,07	PCB167	2,23	0,92
123478-HxCDF	0,04	0,13	PCB169	0,64	0,39
123678-HxCDF	0,04	0,13	PCB189	0,84	0,82
234678-HxCDF	0,04	0,05			
123789-HxCDF	0,04	0,04			
1234678-HpCDF	0,03	0,10			
1234789-HpCDF	0,03	0,03			
OCDF	0,06	0,27			

Die angegebenen Werte geben die mindestens erreichte Nachweisgrenze an. Einzelproben können, je nach Matrixeinfluss, bessere NGs erreichen.

#### 2.2.4 PCB, PBB, HCB, HCH, DDX, PBDE, Aldrin, Dieldrin, Endrin, Chlordan (cis und trans), Heptachlor, Mirex

- Dotation des Probenaliquotes (lyophilisierter, homogener Humus bzw. ganze lyophilisierte Fichtennadeln) mit  $^{13}\text{C}$ -Surrogaten
- Soxhlet-Extraktion der Probe mit n-Hexan.
- Extraktreinigung über GPC
- Säulenreinigung mittels Kieselgel
- Qualitative und quantitative Endbestimmung mit GC-MS in Niederauflösung
- Quantifizierung nach der externen Standardmethode mit Zugabe von Injektionsstandards (IST Decachlorbiphenyl und HCB  $^{13}\text{C}$ ).

## Nachweis- bzw. Bestimmungsgrenzen:

Parameter	Einheit	Fichtennadeln		Auflagehumus	
		Nachweisgrenze	Bestimmungsgrenze	Nachweisgrenze	Bestimmungsgrenze
PCB28	$\mu\text{g/kg lyo}$	0,10 - 0,12	0,19 - 0,23	0,09 - 0,14	0,18 - 0,28
PCB52		0,10 - 0,12	0,20 - 0,23	0,09 - 0,14	0,18 - 0,28
PCB101		0,10 - 0,13	0,20 - 0,27	0,10 - 0,16	0,21 - 0,32
PCB153		0,10 - 0,16	0,21 - 0,32	0,10 - 0,14	0,19 - 0,28
PCB138		0,10 - 0,15	0,21 - 0,29	0,09 - 0,13	0,18 - 0,27
PCB180		0,09 - 0,11	0,19 - 0,22	0,10 - 0,14	0,19 - 0,28
PBB153		0,24	0,48	0,32	0,63
PBB155		0,5	1,0	0,53	1,05
PBB 169		2,5	5,0	2,40	4,80
HCB		0,05 - 0,06	0,09 - 0,11	0,05 - 0,06	0,10 - 0,12
$\alpha$ -HCH		0,09 - 0,11	0,19 - 0,23	0,10 - 0,12	0,19 - 0,24
$\beta$ -HCH		0,09 - 0,11	0,19 - 0,23	0,10 - 0,12	0,19 - 0,24
$\gamma$ -HCH		0,09 - 0,11	0,19 - 0,23	0,10 - 0,12	0,19 - 0,24
$\delta$ -HCH		0,10 - 0,11	0,20 - 0,23	0,10 - 0,12	0,19 - 0,24
p,p-DDE		0,10 - 0,13	0,20 - 0,26	0,10 - 0,14	0,20 - 0,28
o,p-DDE		0,20 - 0,26	0,40 - 0,52	0,20 - 0,28	0,40 - 0,56
p,p-DDD		0,20 - 0,26	0,40 - 0,52	0,10 - 0,14	0,20 - 0,28
o,p-DDD		0,10 - 0,13	0,20 - 0,26	0,10 - 0,14	0,20 - 0,28
p,p-DDT		0,10 - 0,13	0,20 - 0,26	0,08 - 0,12	0,15 - 0,24
o,p-DDT		0,10 - 0,13	0,20 - 0,26	0,08 - 0,12	0,15 - 0,24
Aldrin		0,10 - 0,12	0,20 - 0,24	0,10 - 0,14	0,20 - 0,28
Dieldrin		0,25 - 0,33	0,51 - 0,65	0,25 - 0,35	0,51 - 0,70
Endrin		0,25 - 0,33	0,51 - 0,65	0,25 - 0,35	0,51 - 0,70
cis-Chlordan		0,10 - 0,12	0,20 - 0,24	0,10 - 0,14	0,20 - 0,28
trans-Chlordan		0,10 - 0,12	0,20 - 0,24	0,10 - 0,14	0,20 - 0,28
Heptachlor		0,10 - 0,12	0,20 - 0,24	0,10 - 0,14	0,20 - 0,28
Mirex		0,09 - 0,11	0,19 - 0,22	0,10 - 0,14	0,20 - 0,28
PBDE3		0,22	0,44	0,27	0,53
PBDE 11		0,24	0,48	0,26	0,52
PBDE 17		0,24	0,48	0,26	0,53
PBDE 25		0,24	0,48	0,26	0,52
PBDE 28		0,24	0,49	0,25	0,51
PBDE 47		0,24	0,48	0,25 - 0,26	0,51
PBDE 49	0,24	0,48	0,25	0,50	
PBDE 99	0,25	0,50	0,28	0,55	
PBDE 100	0,25	0,49	0,26	0,51	
PBDE 116	0,52	1,0	0,63	1,3	
PBDE 138	0,55	1,1	0,64	1,3	
PBDE 140	0,31	0,61	0,33	0,65	
PBDE 153	0,64	1,28	0,50 - 0,51	1,0	
PBDE 154	0,25	0,50	0,25	0,51	
PBDE 155	0,27	0,54	0,30	0,59	
PBDE 166	0,65	1,3	0,73	1,5	
PBDE 181	2,7	5,4	2,9	5,8	
PBDE 209	346	692	320	650	
Hexabrombiphenyl techn. 1	2,3	4,7	2,8	5,5	
Hexabrombiphenyl techn. 2	2,4	4,9	2,6	5,3	
Hexabrombiphenyl techn. 3	4,6	9,2	5	10	
Octabromdiphenylether techn. 1	97	193	106	213	
Octabromdiphenylether techn. 2	100	201	109	218	
Octabromdiphenylether techn. 3	98	195	111	223	

### 2.2.5 Pentachlorphenol

- Soxhletextraktion eines angesäuerten Probenaliquots (lyophilisierter, homogener Humus bzw. ganze lyophilisierte Fichtennadeln) nach Dotation mit  $^{13}\text{C}$  Standard mit n-Hexan / Aceton (8 Stunden)
- Zugabe von Kalilauge und Abrotation der organischen Phase
- Ansäuern der wässrigen Phase und mehrmalige Extraktion mit n-Hexan
- Extraktion der n-Hexanphase mit Kaliumcarbonatlösung
- Derivatisierung mit Acetanhydrid und Kaliumcarbonat unter pH-Kontrolle
- Clean up mittels einer Kieselgelsäule und Petrolether / Dichlormethan und Dichlormethan / Methanol
- Einengung im  $\text{N}_2$ -Strom
- Clean up mittels einer Florisilsäule und n-Hexan / Aceton
- Einengung im  $\text{N}_2$ -Strom und Lösungsmittelaustausch auf iso-Octan
- Zugabe eines Injektionsstandards (Naphthalin d18)
- Analyse mittels GC-MSD
- Quantifizierung über Isotopenverdünnung

Nachweisgrenze: 0,35  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Iyo, Bestimmungsgrenze: 1,00  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Iyo

### 2.2.6 Chlordecon

- Soxhlet-Extraktion der Probe (lyophilisierter, homogener Humus bzw. ganze lyophilisierte Fichtennadeln) mit Dichlormethan.
- Reinigung durch flüssig-flüssig Extraktion mit Oleum
- Reinigung der organischen Phase über GPC
- Qualitative und quantitative Endbestimmung mit GC-MS.
- Quantifizierung nach der externen Standardmethode unter Zugabe eines Injektionsstandards (IST Decachlorbiphenyl).

Nachweisgrenze: 0,10  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Iyo, Bestimmungsgrenze: 0,20  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Iyo

### 2.2.7 Chlorparaffine

- Soxhlet-Extraktion der Probe (lyophilisierter, homogener Humus bzw. ganze lyophilisierte Fichtennadeln) mit Dichlormethan.
- Reinigung durch flüssig-flüssig Extraktion mit Oleum
- Reinigung der organischen Phase über Florisil
- Qualitative und quantitative Endbestimmung mit GC-NCI-MS nach der externen Standardmethode unter Zugabe eines Injektionsstandards (IST Decachlorbiphenyl).
- Quantifizierung:
- Verwendung eines technischen Gemisches (Cerechlor 60I) als Bezugsstandard

- Die Ermittlung eines Teilergebnisses erfolgt durch Summieren der charakteristischen M-Cl Cluster der verschiedenen Chlorierungsgrade je C-Kettenlänge.
- Zur Quantifizierung verwendete Chlorierungsgrade pro C-Kettenlänge:
  - C<sub>10</sub>: penta, hexa, hepta, octa, nona, deca
  - C<sub>11</sub>: penta, hexa, hepta, octa, nona, deca
  - C<sub>12</sub>: hexa, hepta, octa, nona, deca
  - C<sub>13</sub>: hepta, octa, nona

Nachweis- bzw. Bestimmungsgrenzen:

Parameter	Einheit	Fichtennadeln		Auflagehumus	
		Nachweisgrenze	Bestimmungsgrenze	Nachweisgrenze	Bestimmungsgrenze
Chlorparaffin C <sub>10</sub>	<i>mg/kg lyo</i>	1,5	3,0	1,5	3,0
Chlorparaffin C <sub>11</sub>		1,5	3,0	1,5	3,0
Chlorparaffin C <sub>12</sub>		1,5	3,0	1,5	3,0
Chlorparaffin C <sub>13</sub>		1,5	3,0	1,5	3,0

### 2.2.8 PAH

- Soxhletextraktion eines Probenaliquots (lyophilisierter, homogener Humus bzw. ganze lyophilisierte Fichtennadeln) nach Dotation mit <sup>13</sup>C-Standards oder deut. Standards mit ca. 150 ml n-Hexan (8 Stunden)
- Einengung mit Hilfe eines Rotationsverdampfers und durch Abblasen im N<sub>2</sub>-Strom
- Clean up mittels einer Festphasenextraktionssäule (Komb. aus Aminopropyl- und Silica-Phase) und n-Hexan / Dichlormethan
- Einengung im N<sub>2</sub>-Strom und Lösungsmittelaustausch auf Acetonitril
- Analyse mittels GC-MSD
- Quantifizierung nach externer Standardmethode unter Verwendung von Anthracen d10 als Injektionsstandard

## Nachweis- bzw. Bestimmungsgrenzen:

Parameter	Einheit	Fichtennadeln		Auflagehumus	
		Nachweisgrenze	Bestimmungsgrenze	Nachweisgrenze	Bestimmungsgrenze
Naphthalin	$\mu\text{g}/\text{kg lyo}$	0,30 - 2,6	1,2 - 10	0,30 - 4,7	1,2 - 11
Acenaphthen		0,20 - 0,79	0,70 - 2,8	0,20 - 0,70	0,70 - 2,4
Acenaphthylen		0,20 - 0,69	0,70 - 2,4	0,20 - 0,66	0,70 - 2,3
Fluoren		0,40 - 0,94	1,3 - 3,1	0,40 - 1,1	1,3 - 3,7
Phenanthren		0,30 - 0,65	1,0 - 2,2	0,30 - 0,80	1,0 - 2,7
Anthracen		0,10 - 0,20	0,30 - 0,59	0,10 - 0,26	0,30 - 0,77
Fluoranthren		0,30 - 0,53	1,2 - 2,1	0,30 - 0,62	1,2 - 2,5
Pyren		0,40 - 0,77	1,2 - 2,3	0,40 - 0,96	1,2 - 2,9
Benzo(a)anthracen		0,70 - 1,29	2,2 - 4,0	0,70 - 1,7	2,2 - 5,4
Chrysen		0,50 - 0,93	1,7 - 3,2	0,50 - 1,3	1,7 - 4,3
Benzo(b)fluoranthren		0,70 - 1,26	2,4 - 4,3	0,70 - 1,7	2,4 - 5,9
Benzo(k)fluoranthren		0,60 - 0,99	1,7 - 2,8	0,60 - 1,5	1,7 - 4,2
Benzo(a)pyren		0,30 - 0,51	1,1 - 1,9	0,30 - 0,67	1,1 - 2,5
Indeno(1,2,3-cd)pyren		0,30 - 0,45	1,0 - 1,5	0,30 - 0,68	1,0 - 2,3
Dibenzo(a,h)anthracen		0,40 - 0,65	1,3 - 2,1	0,40 - 0,93	1,3 - 3,0
Benzo(ghi)perylene		0,40 - 0,66	1,2 - 2,0	0,40 - 0,96	1,2 - 2,9

**2.2.9 Flüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe und Trichloressigsäure**

- Headspace-Fläschchen mit 1 g naturfeuchten Nadeln und 4 ml Reinstwasser befüllen
- Konditionierung LHKW-Analyse: 3 Stunden bei 4°C (Kühlschrank)
- Konditionierung TCA-Analyse: 72 Stunden bei 65°C (Trockenschrank)
- Qualitative und quantitative Bestimmung mit Headspace GC-ECD

## Nachweis bzw. Bestimmungsgrenzen:

Parameter	Einheit	Fichtennadeln	
		Nachweisgrenze	Bestimmungsgrenze
Trichlormethan	$\mu\text{g}/\text{kg FS}$	0,2	0,3
Tetrachlormethan		0,2	0,3
1,1,1-Trichlorethan		0,2	0,3
Trichlorethylen		0,2	0,3
Tetrachlorethen		0,2	0,3
Tribrommethan		0,2	0,3
Dibromchlormethan		0,2	0,3
Trichloressigsäure		0,2	0,5

### 2.2.10 Nitrophenole

- Ultraschallextraktion der naturfeuchten, ganzen Nadeln mit schwefelsaurem Wasser und Dichlormethan
- Extraktion der wässrigen Phase mit Dichlormethan
- Säulenchromatographische Reinigung des Dichlormethanextraktes über Kieselgel/-Schwefelsäure
- Derivatisierung mit Diazomethan (Veretherung)
- Säulenchromatographische Reinigung über Florisil
- Bestimmung mittels GC-MS in Niederauflösung
- Quantifizierung nach externer Standardmethode unter Verwendung von Oktachlorstyrol als Injektionsstandard

Nachweis- bzw. Bestimmungsgrenzen:

Parameter	Einheit	Fichtennadeln	
		Nachweisgrenze	Bestimmungsgrenze
2-Nitrophenol	$\mu\text{g}/\text{kg FS}$	0,5	1,0
3-Nitrophenol		0,5	1,0
4-Nitrophenol		0,5	1,0
2-Methyl-3-nitrophenol		0,5	1,0
3-Methyl-2-nitrophenol		0,5	1,0
3-Methyl-4-nitrophenol		0,5	1,0
4-Methyl-2-nitrophenol		0,5	1,0
5-Methyl-2-nitrophenol		0,5	1,0
2,6-Dimethyl-4-nitrophenol		0,5	1,0
2,4-Dinitrophenol		0,5	1,0
2,5-Dinitrophenol		0,5	1,0
2,6-Dinitrophenol		0,5	1,0
3,4-Dinitrophenol		0,5	1,0
4-Methyl-2,6-dinitrophenol		0,5	1,0
6-Methyl-2,4-dinitrophenol		0,5	1,0
Dinoseb		0,5	1,0

### 2.3 Datenbehandlung und statistische Analysen

Die angegebenen Analysenwerte beziehen sich im Falle der flüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe, Trichloressigsäure und Nitrophenole auf Frischsubstanz, bei allen anderen untersuchten Schadstoffen auf Trockensubstanz bei 105°C.

Für die Summenbildung der einzelnen Schadstoffgruppen sowie für die statistischen Analysen und die Berechnung statistischer Kenngrößen (Minima, Maxima, Mittelwert, Median) wurde für Gehalte, die zwischen der Bestimmungs- und Nachweisgrenze lagen und deshalb nicht eindeutig quantifizierbar waren, die Nachweisgrenze (und zwar die kleinste jener Pro-

ben unter der Bestimmungsgrenze), bezogen auf das Trockengewicht bei 105 °C, eingesetzt. Für Gehalte unter der Nachweisgrenze wurde der Wert 0 eingesetzt. Die berechneten Summen der einzelnen Schadstoffgruppen entsprechen somit Mindestgehalten. Auch bei den grafischen Darstellungen entspricht ein Gehalt, der kleiner der Bestimmungsgrenze (<BG) aber über der Nachweisgrenze liegt, in seinem dargestellten Wert der Nachweisgrenze. In den Datentabellen wurden jedoch bei den Gehalten der Einzelsubstanzen bei den einzelnen Standorten Gehalte kleiner der Bestimmungsgrenze mit der Bestimmungsgrenze (und zwar der größten jener Standorte unter der Bestimmungsgrenze bezogen auf das Trockengewicht bei 105 °C) und dem vorgestellten Zeichen "<" angegeben. Bei den Summenangaben und den statistischen Kennzahlen in den Tabellen wurden jedoch wiederum für Werte <BG die Nachweisgrenzen eingesetzt.

In einem ersten Schritt wurde eine explorative Datenanalyse durchgeführt und die Normalverteilung der Absolutwerte für die einzelnen Variablen überprüft (Kolmogorov-Smirnov-Test, Shapiro-Wilks-Test). Die Korrelationsanalysen wurden nach Spearman-Rank bzw. bei normalverteilten Variablen zusätzlich nach Pearson berechnet. Für die weitere Berechnung der Pearson-Korrelationskoeffizienten von nach Spearman-Rank korrelierenden nicht normalverteilten Variablen wurden diese vorerst transformiert, um Normalverteilung zu erreichen. Als Maßgröße für Signifikanz wurde ein  $p < 0,05$  herangezogen.

Bei der Berechnung der Mittelwerte, Mediane, Minima und Maxima wurde neben den anderen Standorten nur ein Standort des Höhenprofils und zwar jener in mittlerer Lage (Standort 33) herangezogen.

### 3 ERGEBNISSE

#### 3.1 Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F)

Die PCDD/F-Gehalte in den ½-jährigen Fichtennadeln der slowenischen und kärntner Waldstandorte liegen deutlich niedriger, zumeist unter den Gehaltsbereichen wie sie für österreichische Hintergrundstandorte, die im Jahr 1993 beprobt wurden, festgestellt wurden (Tab. 1). Auch Standort 4, für den Nadelgehalte aus der vorliegenden und aus der früheren Untersuchung vorliegen, zeigt dies: Die ½-jährigen Nadeln des Jahres 1993 wiesen PCDD/F-Gehalte von 82 ng/kg (0,7 ng ITEQ/kg, Weiss 1998) auf, jene der vorliegenden Studie für das Probenahmejahr 2000 lediglich 5,8 ng/kg (0,06 ng ITEQ/kg, Tab. 11 im Anhang). Aufgrund dieser deutlichen Unterschiede in den Ergebnissen der methodisch vergleichbaren Untersuchungen wird vermutet, dass die ubiquitäre Belastung von Vegetationsproben mit PCDD/F im Untersuchungsgebiet gegenwärtig unter jener früherer Jahre liegt. Weitere Untersuchungen sind jedoch notwendig, um diese Vermutung abzusichern. Diese Annahme steht jedoch auch in Einklang mit Abschätzungen zu den österreichischen PCDD/F-Emissionen, die eine fallende Tendenz während des letzten Jahrzehnts aufweisen (Umweltbundesamt 2001). Abnehmende PCDD/F-Gehalte in Mitteleuropa während der letzten Jahre werden für verschiedene andere Umweltproben in der Fachliteratur berichtet, z.B. für menschliches Blut (Wittsiepe et al. 2000) oder Silbermöweneier (Marth et al. 1999).

*Tab. 1: Mediane und Konzentrationsbereiche (in Klammer) von polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen in ½-jährigen Fichtennadeln (N1) und im Auflagehumus (O) der slowenischen und kärntner Standorte und Vergleichsdaten von Hintergrundstandorten aus einer früheren Untersuchung, ausgedrückt in ng/kg, in toxischen Äquivalenten gemäß NATO-CCMS (1988, ng ITEQ/kg) und gemäß WHO (Van den Berg 1998) für das Schutzgut Mensch und Säugetiere (ng TE-WHOM/kg) und für das Schutzgut Vögel (ng TE-WHOV/kg). Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde für diese Betrachtungen nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.*

*Table 1: Medians and concentration ranges (in brackets) of polychlorinated dibenzodioxins and -furans in ½-year old spruce needles (N1) and in the humus layer (O) from the Slovenian and Carinthian sites and comparison with data for remote sites from a previous investigation, expressed in ng/kg, in toxic equivalents according to NATO-CCMS (1988, ng ITEQ/kg) and in toxic equivalents according to WHO (Van den Berg 1998) for man and mammals (ng TE-WHOM/kg) and for birds (ng TE-WHOV/kg). From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.*

		Slowenien, Kärnten	Daten für österreichische Hintergrundgebiete aus einer früheren Untersuchung (Probenahmejahr 1993, n = 25, Weiss 1998)
N1 (n = 9)	ng/kg TS	8,5 (2,8 – 16,9)	39,5 (14,3 – 167,9)
	ng ITEQ/kg TS	0,10 (0,03 – 0,23)	0,6 (0,3 – 1,9)
	ng TE-WHOM/kg TS	0,10 (0,03 – 0,23)	0,7 (0,3 – 2,1)
	ng TE-WHOV/kg TS	0,29 (0,15 – 0,55)	1,3 (0,5 – 3,8)
O (n = 5)	ng/kg TS	222 (144 – 628)	319 (106 – 2676)
	ng ITEQ/kg TS	2,7 (1,5 – 8,8)	4,0 (1,6 – 31,0)
	ng TE-WHOM/kg TS	2,9 (1,7 – 9,3)	4,3 (1,5 – 33,5)
	ng TE-WHOV/kg TS	6,3 (2,9 – 18,9)	8,2 (3,5 – 53,5)

Im Auflagehumus sieht die Situation anders aus. Die Mediane und Maximalwerte liegen bei den Standorten der vorliegenden Untersuchung zwar ebenfalls unter jenen der früheren Untersuchung entlegener österreichischer Standorte (Tab. 1), allerdings wiesen die Standorte im südlichen Österreich auch bereits 1993 einen vergleichsweise niedrigeren Gehaltsbereich



von <319 ng/kg (<4,0 ng ITEQ/kg) auf. Die in der vorliegenden Studie untersuchten Auflagehumusproben weisen ähnliche Konzentrationen auf, wobei dieser Gehaltsbereich in einem Fall, beim slowenischen Standort 7, sogar überschritten wird (Abb. 4, Tab. 12 im Anhang). Der Standort 7 weist auch bei den meisten anderen Schadstoffen vergleichsweise höhere Gehalte im Auflagehumus als die anderen Standorte der vorliegenden Untersuchung auf (siehe nachfolgende Kapitel). Falls die vergleichsweise zur früheren Untersuchung geringeren Fichtennadelgehalte Ausdruck einer vergleichsweise reduzierten Umgebungsluftbelastung sind, so fand dies in den Auflagehumusgehalten, der einen Indikator für den langfristigen Gesamteintrag an PCDD/F darstellt, offenbar noch nicht seinen Niederschlag.

Ein Vergleich der mittleren, relativen PCDD/F-Homologenmuster jener Standorte, wo sowohl Fichtennadeln als auch der Auflagehumus analysiert wurden, zeigt, dass die mittleren Muster dieser Standorte dem PCDD/F-Gesamtluftmuster (Partikel + Gasphase) der Atmosphäre aus Hintergrundgebieten ähnlich sind (vgl. Eitzer und Hites 1989, Hagenmaier et al. 1995). Sie weisen auch eine große Ähnlichkeit zu den Ergebnissen einer früheren Studie auf und bestätigen das bemerkenswerte und in Weiss (1998) ausführliche diskutierte Ergebnis, höherer Anteile hochchlorierter PCDD in den Nadeln als im Auflagehumus und höherer Anteile der PCDF im Auflagehumus. Allerdings – und auch das entspricht früheren Ergebnissen – weisen besonders bei den Fichtennadeln die einzelnen Standorte voneinander abweichende PCDD/F-Homologenmuster auf. So weisen die Standorte 2, 6 und 33 einen deutlich höheren OCDD- als TCDF-Anteil in den Nadeln auf, während bei den Standorten 4 und 7 das Gegenteil beobachtet wurde. Dieses Ergebnis für die beiden Standorte 4 und 7, besonders aber deren vergleichsweise niedrigeres Verhältnis hochchlorierter zu niedrigchlorierter PCDD/F lässt – bei allerdings unauffälligen PCDD/F Konzentrationen in deren Fichtennadeln (Abb. 3, Abb. 4) – vergleichsweise nähergelegene Ursachen als Gründe für die PCDD/F-Gehalte in den Nadeln dieser Standorte vermuten (vgl. Weiss 1998). Die relativen PCDD/F-Homologenmuster in den Auflagehumusproben der einzelnen Standorte sind deutlich homogener als jene der Fichtennadeln.

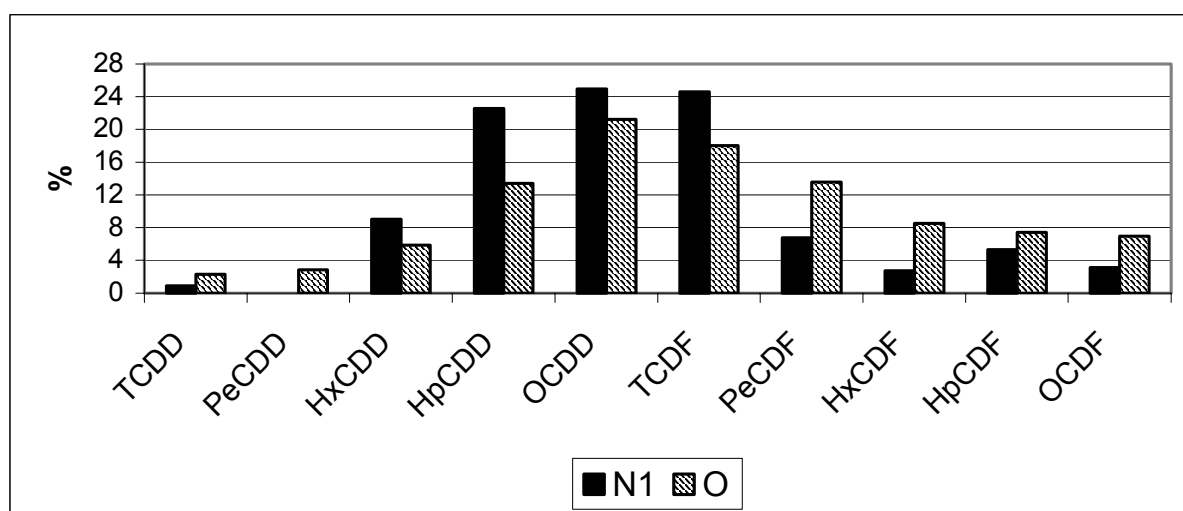


Abb. 2: Mittleres relatives PCDD/F-Homologenmuster in den ½-jährigen Fichtennadeln (N1) und im Auflagehumus (O) jener Standorte, wo beide Medien untersucht wurden. Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.

Figure 2: Mean relative PCDD/F homologue profiles in ½-year old spruce needles (N1) and in the humus layer (O) of sites, where both compartments were analysed. From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.

Zu den Standortsunterschieden im relativen PCDD/F-Homologenmuster passen auch die Ergebnisse der Korrelationsanalysen: Sowohl bei den Fichtennadeln als auch beim Auflagehu-

mus ist OCDD mit wenigen anderen Homologen korreliert. Innerhalb der PCDF wurden mehr signifikante Korrelationen festgestellt als innerhalb der PCDD (Tab. 23, Tab. 24 im Anhang).

Anhand der räumlichen Verteilung der PCDD/F-Gehalte ist kein Zusammenhang zwischen der Höhe der Gehalte in den Fichtennadeln und jener im Auflagehumus erkennbar. Bei den Fichtennadeln sind besonders die Standorte 2 und 9 durch vergleichsweise höhere Gehalte auffällig und ausgeprägte Nord-Süd- oder Ost-West-Unterschiede nicht erkennbar, während beim Auflagehumus der auch bei anderen Schadstoffen auffällige Standort 7 die vergleichsweise höchsten Gehalte aufweist (Abb. 3, Abb. 4). Es wird vermutet, dass hier zeitliche Unterschiede (die Fichtennadeln sind durch den Eintrag während der Vegetationsperiode 2000, der Auflagehumus durch den langfristigen Eintrag beeinflusst) und/oder Eintragsunterschiede in den für die Nadelgehalte bzw. Humusgehalte maßgeblichen Depositionsarten für diese standörtlich unterschiedlichen Ergebnisse zwischen Nadeln und Auflagehumus verantwortlich sind. So liegt etwa Standort 7 in einer Region mit vergleichsweise höherem Niederschlag und einer hohen Nassdeposition von Schwefel- und Stickstoffverbindungen, die maßgeblich auf Ferntransport zurückzuführen ist (Kovar und Puxbaum 1992).

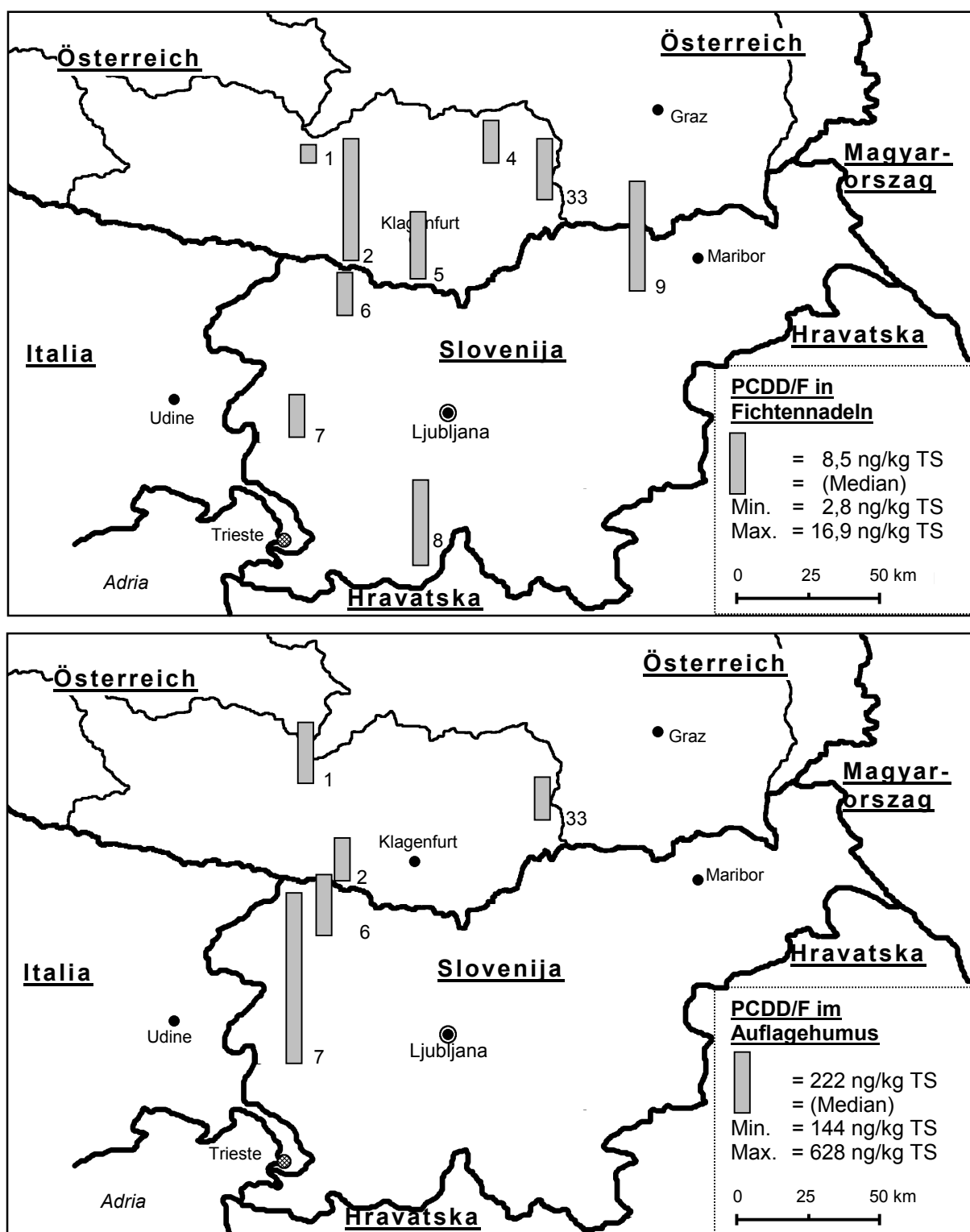


Abb. 3: Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F) in den ½-jährigen Fichtennadeln (oben) und im Auflagehumus (unten) der Untersuchungsstandorte. Vom Höhenprofil Korralpe (Kap. 3.12) wurde nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.

Figure 3: Polychlorinated dibenzodioxins and -furans (PCDD/F) in ½-year old spruce needles (at the top) and in the humus layer (at the bottom) of the investigated sites. From the sites of the altitude profile Korralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.

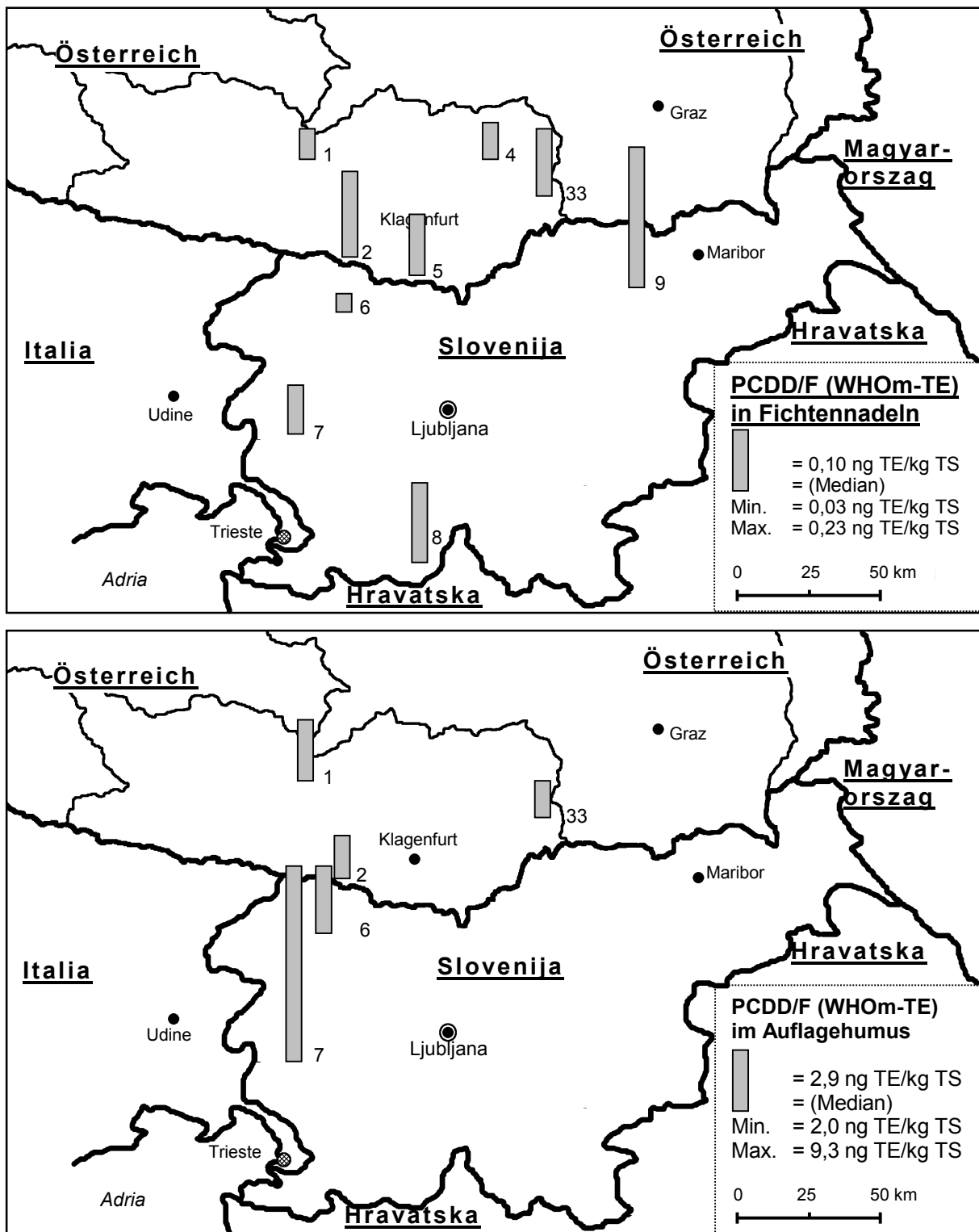


Abb. 4: Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F) in den ½-jährigen Fichtennadeln (oben) und im Auflagehumus (unten) der Untersuchungsstandorte (angegeben in toxischen Äquivalenten gemäß WHO für das Schutzgut Mensch und Säugetiere). Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.

Figure 4: Polychlorinated dibenzodioxins and -furans (PCDD/F) in ½-year old spruce needles (at the top) and in the humus layer (at the bottom) of the investigated sites (concentrations expressed in toxic equivalents for man and mammals according to WHO). From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.

### 3.2 Polychlorierte Biphenyle (PCB), polybromierte Biphenyle (PBB)

In den ½-jährigen Fichtennadeln der untersuchten emittentenerfernen Waldstandorte Sloweniens und Kärntens wurden Summengehalte für die häufig in Umweltproben analysierten PCB – PCB28, PCB52, PCB101, PCB138, PCB153 und PCB180 (Sum6PCB) – nachgewiesen, die zwischen 0,2 und 2,0 µg/kg TS liegen. Diese Gehalte sind deutlich höher als jene einer früheren österreichischen Untersuchung von Hintergrundgebieten (0). Dies ist teilweise auch darauf zurückzuführen, dass die Nachweisgrenzen in der vorliegenden Untersuchung geringer waren, weshalb Kongenere die in der früheren Untersuchung unter der Nachweisgrenze waren in der vorliegenden Studie Gehalte aufweisen und somit bei der Summenbildung eingingen. Dieser Unterschied kann jedoch die festgestellten Gehaltsunterschiede zwischen den beiden Studien nur teilweise erklären. Berücksichtigt man die Nachweisgrenzen der früheren Studie, so wies Standort 4 Gehalte für die Summe dieser sechs PCB auf, die sicher unter 1,2 µg/kg TS lagen, während in der vorliegenden Studie 2,0 µg/kg in den ½-jährigen Fichtennadeln dieses Standortes nachgewiesen wurden (Tab. 13 im Anhang). Damit ist zu vermuten, dass die Fichtennadeln der vorliegenden Studie eventuell einer höheren Umgebungsluftbelastung ausgesetzt waren als im Jahr 1993 und somit mehr PCB akkumulierten. Dies ist einerseits überraschend, da der PCB-Einsatz und die daraus verursachte PCB-Emission rückläufige Tendenz aufweisen sollte (Maderner und Hobiger 1996), allerdings ist zu bedenken, dass PCB auch als unerwünschte Nebenprodukte bei Verbrennungsprozessen emittiert werden (Ohsaki und Matsueda 1994, Brown et al. 1995, Alcock et al. 1998). Die PCB-Gehalte der Nadeln stellen auch eine Ausnahme zu allen anderen untersuchten Schadstoffen dar, die – soweit sie in beiden Studien analysiert wurden – in der früheren Studie höhere oder ähnlich hohe, niemals jedoch geringere Gehalte zeigten.

PCB-Nadelgehalte, die aus Ballungsräumen berichtet werden, sind jedoch erwartungsgemäß deutlich höher als jene der slowenischen und kärntner Waldstandorte. Eine im Raum Linz durchgeführte und derzeit am Umweltbundesamt in Auswertung befindliche Bioindikationsuntersuchung ergab beispielsweise mehrfach höhere PCB-Gehalte in ½-jährigen Fichtennadeln, sowohl absolut als auch bezogen auf toxische Äquivalente.

Die PCB-Gehalte im Auflagehumus der slowenischen und kärntner Standorte entsprechen in der Größenordnung in etwa denjenigen, die für 1993 geworbene Auflagehumusproben an entlegenen österreichischen Waldstandorten bestimmt wurden. Erwartungsgemäß sind die Gehalte im Auflagehumus um ein Mehrfaches höher als in den Nadeln (0). In der obersten Tiefenstufe von Grünland- (0-5 cm) und Ackerböden Kärntens (0-20 cm) lag das 90er-Perzentil (n = 100) bei allen sechs häufig untersuchten PCB-Kongeneren jeweils unter der Bestimmungsgrenze von 1 µg/kg (Amt der Kärntner Landesregierung 1999a). Die in der vorliegenden Studie nachgewiesenen höheren Gehalte im Auflagehumus der entlegenen Waldstandorte Kärntens (siehe Tab. 14 im Anhang) verdeutlichen einmal mehr die besondere Rolle von Waldökosystemen und besonders Waldböden für die Akkumulation von persistenten organischen Schadstoffen.

Tab. 2: Mediane und Konzentrationsbereiche (in Klammer) von polychlorierten Biphenylen in ½-jährigen Fichtennadeln (N1) und im Auflagehumus (O) der slowenischen und kärntner Standorte und Vergleichsdaten von Hintergrundstandorten aus einer früheren Untersuchung, ausgedrückt in µg/kg (Summe der sechs häufig untersuchten PCB) bzw. in ng/kg (Summe aller TE-PCB) sowie in toxischen Äquivalenten gemäß WHO (Van den Berg 1998) für das Schutzgut Mensch und Säugetiere (ng TE-WHOM/kg) und für das Schutzgut Vögel (ng TE-WHOV/kg). Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde für diese Betrachtungen nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.

Table 2: Medians and concentration ranges (in brackets) of polychlorinated biphenyls in ½-year old spruce needles (N1) and in the humus layer (O) from the Slovenian and Carinthian sites and comparison with data for remote sites from a previous investigation, expressed in µg/kg (sum of six frequently investigated PCB) or in ng/kg (sum of all TE-PCB) and in toxic equivalents according to WHO (Van den Berg 1998) for man and mammals (ng TE-WHOM/kg) and for birds (ng TE-WHOV/kg). From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.

		Slowenien, Kärnten	Daten für österreichische Hintergrundgebiete aus einer früheren Untersuchung (Probenahmejahr 1993, n = 25, Weiss 1998)
N1 (n = 9)	Sum6PCB µg/kg TS	1,2 (0,2 – 2,0)	0,2 (n.n. – 0,4)
	Sum TE-PCB ng/kg TS	230,4 (180,7 – 281,4)	
	ng TE-WHOM/kg TS	0,21 (0,19 – 0,27)	
	ng TE-WHOV/kg TS	1,44 (1,09 – 1,95)	
O (n = 5)	Sum6PCB µg/kg TS	4,5 (2,9 – 8,1)	3,3 (0,2 – 7,5)
	Sum TE-PCB ng/kg TS	1714,4 (513,1 – 3300,9)	
	ng TE-WHOM/kg TS	2,4 (0,8 – 5,4)	
	ng TE-WHOV/kg TS	8,7 (2,4 – 14,0)	

Die relativen Muster der häufig analysierten sechs PCB unterscheiden sich deutlich zwischen Nadeln und Auflagehumus. PCB 28 und PCB 52 mit geringerem Chlorierungsgrad sind in den Nadeln zu deutlich höheren Anteilen an der PCB-Summe vertreten als im Auflagehumus (Abb. 5, oben). Bei den höherchlorierten PCB (PCB 101, PCB 138, PCB 153 und PCB 180) ist dies umgekehrt. Bei den ko-planaren und mono-ortho substituierten PCB mit toxischen Äquivalenten unterscheiden sich die relativen PCB-Muster zwischen Fichtennadeln und Auflagehumus auf erstem Blick weniger markant, allerdings ist auch hier das weniger chlorierte PCB 77 zu höheren Anteilen in den Nadeln vertreten, während die rechts in der Grafik dargestellten höher chlorierten PCB im Auflagehumus höhere Anteile aufweisen (Abb. 5, unten). Zwischen einzelnen Kongeneren gibt es auch hier deutliche Unterschiede zwischen Nadeln und Auflagehumus (siehe PCB 114, PCB 126, PCB 157 und PCB 189 in Abb. 5). Vergleichsweise höhere Anteile niedrigchlorierter PCB in Fichtennadeln als im Auflagehumus wurden auch im Rahmen einer früheren Untersuchung festgestellt (Weiss 1998). Die bevorzugte Aufnahme von persistenten organischen Schadstoffen in Fichtennadeln aus der Gasphase (Umlauf et al. 1994), in welcher die niedrigchlorierten PCB in erster Linie zu finden sind (Duinker und Bouchertall 1989) sowie andererseits das unterschiedliche Eintrags-, Akkumulations- und Verlagerungsverhalten der einzelnen PCB im Boden mit einer Tendenz zur bevorzugten Akkumulation schwerer flüchtiger und stärker wasserabweisender Substanzen (Weiss 2000b) sind als Ursache für das Zustandekommen dieses Ergebnisses in Betracht zu ziehen. Generell ähnelt das im Auflagehumus der vorliegenden Untersuchung festgestellte Muster der häufig in Umweltproben analysierten sechs PCB dem PCB-Muster in Böden anderer Nutzungen (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung 1993, Weiss 1998), dem PCB-Muster kontinentaler Luftmassen (Schreitmüller und Ballschmiter 1992), dem atmosphärischen PCB-Partikelphasenmuster (Kaupp et al. 1996) sowie dem Muster

technischer PCB-Gemische mit 60 % Chloranteil (Fiedler et al. 1995). Bei den TE-PCB liegen kaum Vergleichsdaten zu typischen Mustern in Umweltproben vor.

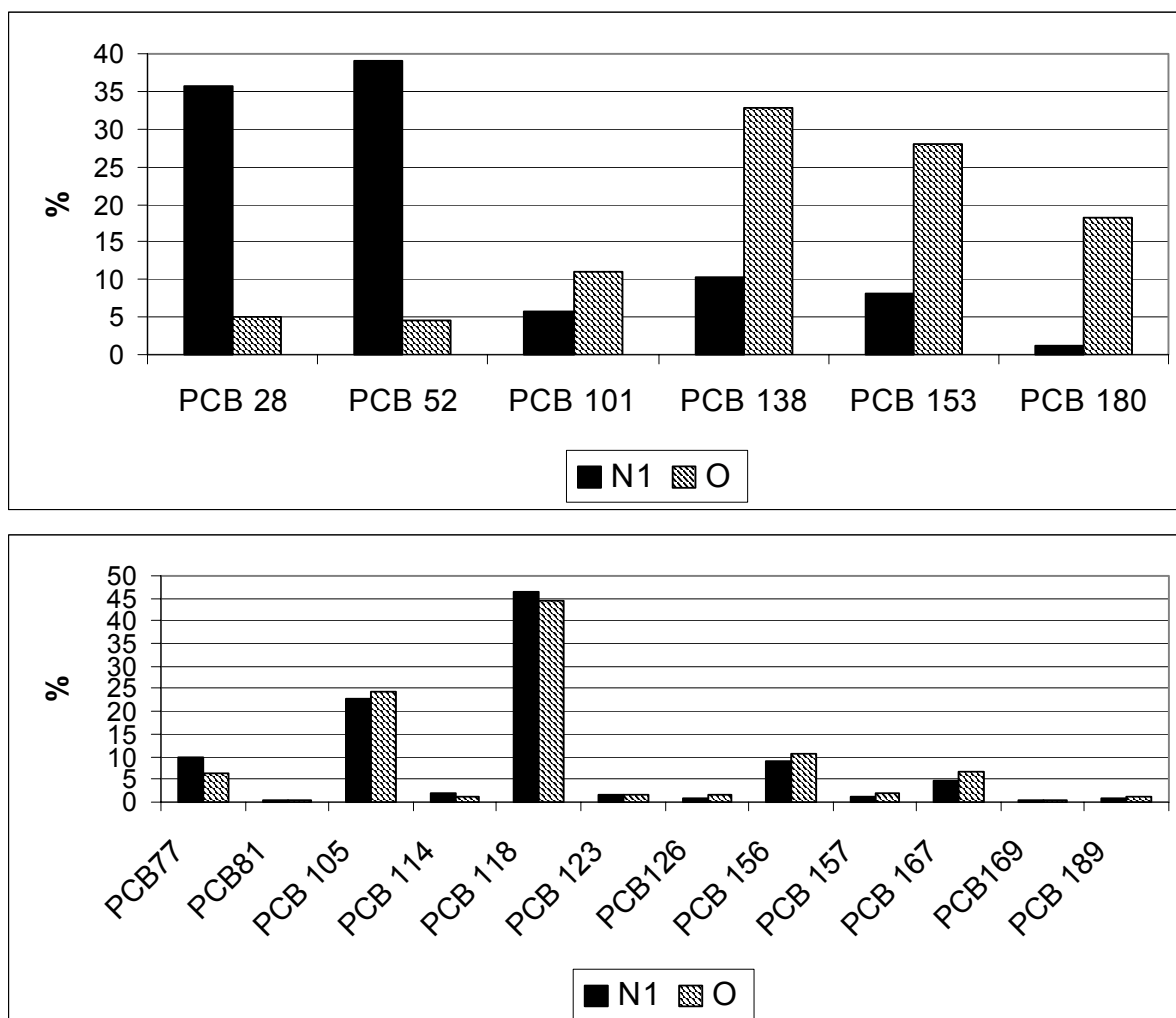


Abb. 5: Mittlere relative PCB-Muster in den ½-jährigen Fichtennadeln (N1) und im Auflagehumus (O) jener Standorte, wo beide Medien untersucht wurden. Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.

Figure 5: Mean relative PCB patterns in ½-year old spruce needles (N1) and in the humus layer (O) of sites, where both compartments were analysed. From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.

Zwischen den Absolutkonzentrationen der einzelnen PCB wurden zahlreiche signifikant positive Korrelationen nachgewiesen. Dies gilt besonders für den Auflagehumus und hier besonders für die ko-planaren und mono-ortho-substituierten PCB mit Äquivalenzfaktoren (Tab. 25, Tab. 26 im Anhang). Somit steigen die PCB-Gehalte zwischen einzelnen Kongeneren im Auflagehumus gemeinsam an. Bei den Nadeln gilt dies in erster Linie für die sechs häufig analysierten PCB.

Eine Betrachtung der räumlichen Verteilung der PCB-Gehalte in den Fichtennadeln und im Auflagehumus zeigt, dass bei den Fichtennadeln und den TE-PCB die Gehalte in einem relativ engen Bereich streuen und ein weitgehend ähnliches Belastungsbild an den einzelnen Standorten zeigen. Ein räumlicher Belastungsunterschied zwischen nördlichen und südlichen oder westlichen und östlichen Standorten lässt sich nicht ableiten (Abb. 6 - Abb. 8). Standort 7 weist auch bei den PCB, wie bei einer Reihe weiterer Substanzen, vergleichswei-

se höhere Gehalte im Auflagehumus auf und dürfte somit durch einen vergleichsweise höheren langfristigen PCB-Gesamteintrag in den Waldboden charakterisiert sein. Es wird vermutet, dass die hohen Niederschlagsmengen, die in den westlichen Staulagen der slowenischen Alpen auftreten, im Zusammenspiel mit Ferntransport belasteter Luftmassen aus italienischen Ballungsgebieten am Zustandekommen der höheren Auflagehumusgehalte für Standort 7 beteiligt sind (siehe auch Kovar und Puxbaum 1992).

Die polybromierten Biphenyle (PBB 153, PBB 155, PBB 169) bzw. technischen Hexabrombiphenylgemische (siehe Kap. 2.2.4), die in der vorliegenden Studie analysiert wurden, weisen in den Fichtennadeln durchwegs Gehalte unter der Nachweisgrenze auf. Im Auflagehumus konnte in einem einzigen Fall ein PBB, und zwar PBB 153 am Standort 2 mit einem Gehalt von 0,3 µg/kg TS nachgewiesen werden. Damit ist die derzeitige PBB-Belastung deutlich unter jener der PCB. PBB wurden zu deutlich geringeren Mengen hergestellt als PCB (de Voogt und Brinkmann 1989, Anderson 1989), sodass dieses Ergebnis nicht unerwartet ist. Zu berücksichtigen sind hier allerdings auch die vergleichsweise höheren Nachweisgrenzen (siehe Kap. 2.2.4). Umso bemerkenswerter ist daher der Nachweis von PBB 153 für Standort 2, dessen Auflagehumusgehalt immerhin in einer ähnlichen Größenordnung liegt wie jener der einzelnen sechs häufig analysierten PCB-Kongenere.



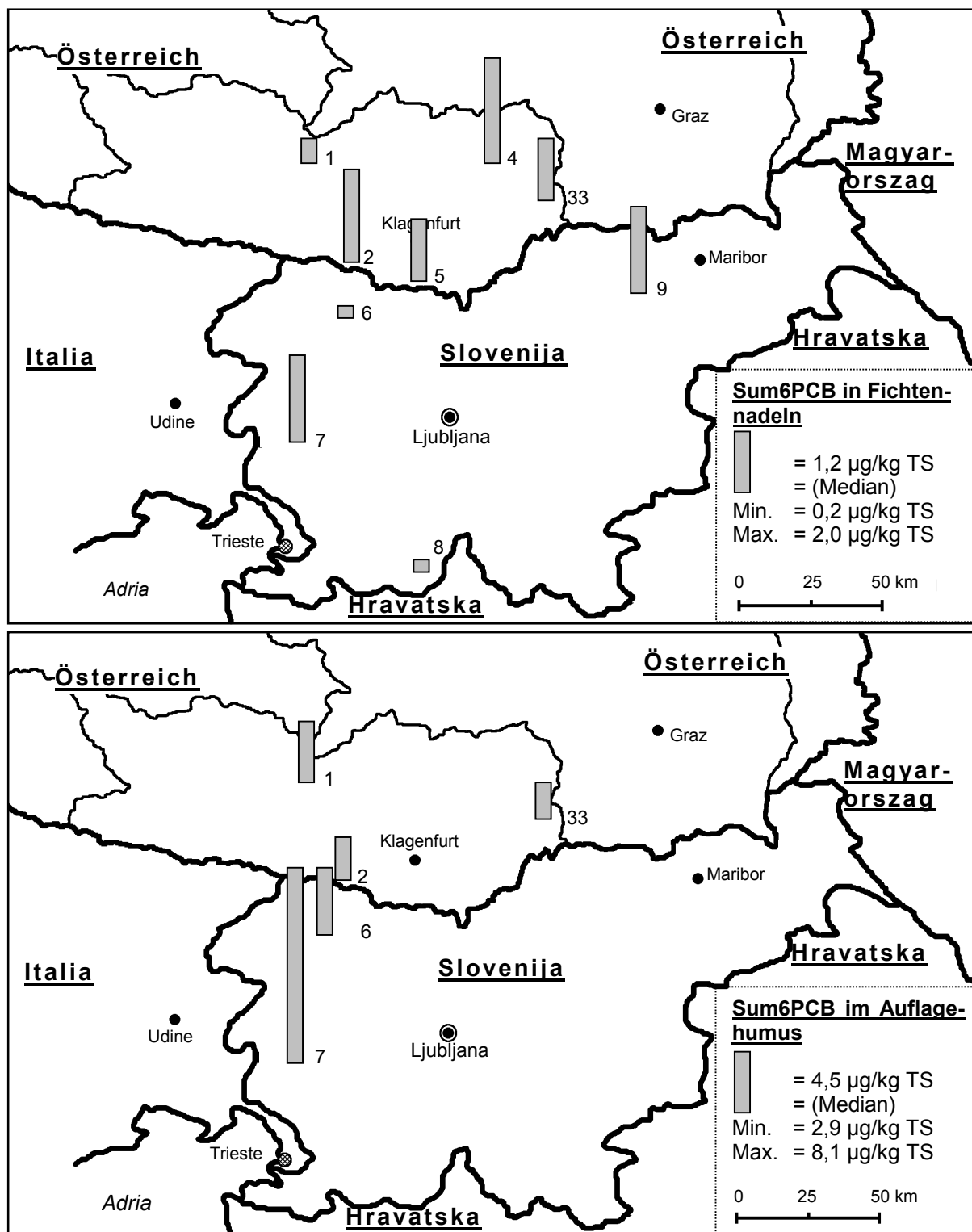


Abb. 6: Polychlorierte Biphenyle (Summe von PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 und PCB 180) in den ½-jährigen Fichtennadeln (oben) und im Auflagehumus (unten) der Untersuchungsstandorte. Vom Höhenprofil Korralpe (Kap. 3.12) wurde nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.

Figure 6: Polychlorinated biphenyls (sum of PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 and PCB 180) in ½-year old spruce needles (at the top) and in the humus layer (at the bottom) of the investigated sites. From the sites of the altitude profile Korralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.

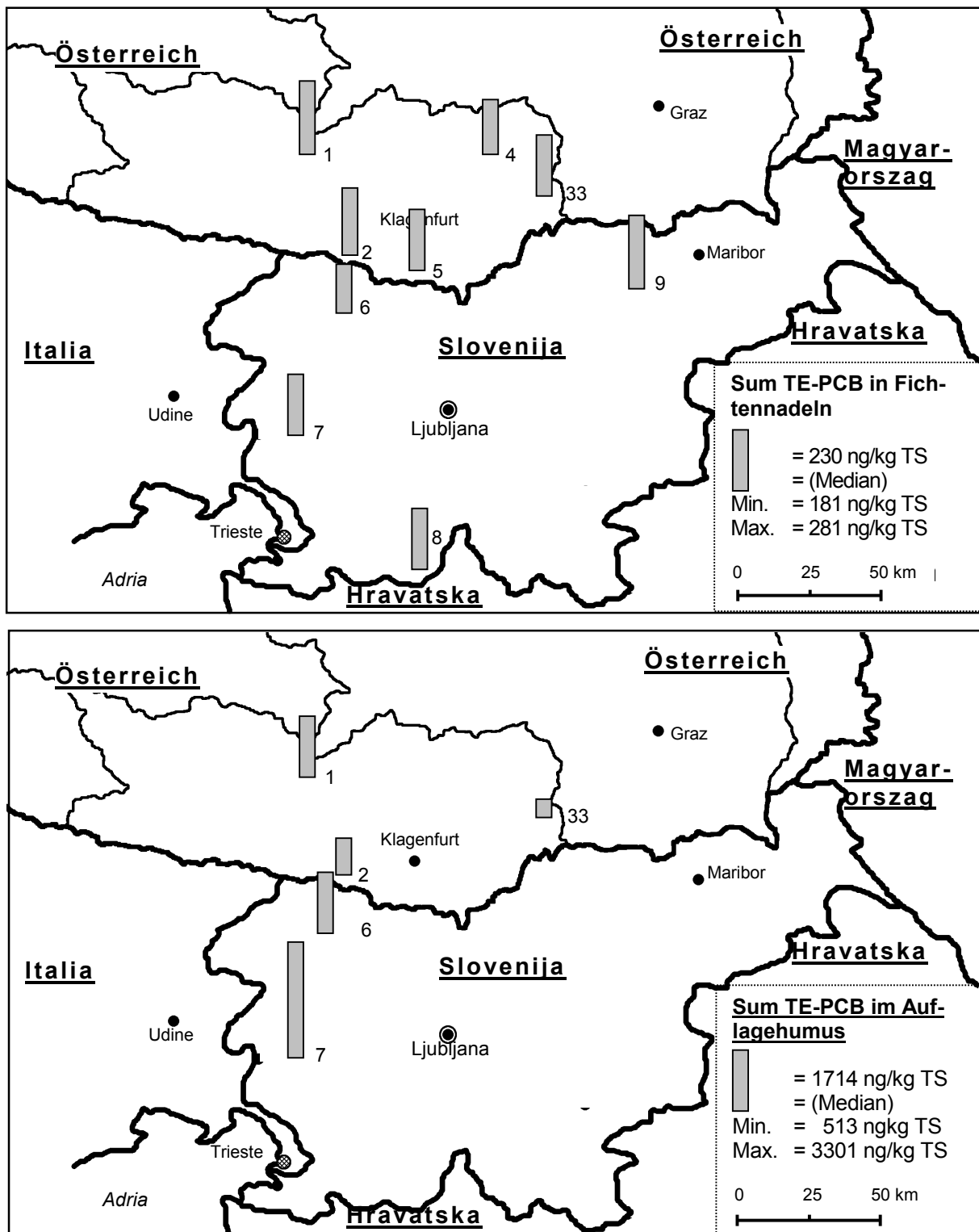


Abb. 7: Polychlorierte Biphenyle (Summe der PCB mit Toxizitätsäquivalenzfaktoren) in den ½-jährigen Fichtennadeln (oben) und im Auflagehumus (unten) der Untersuchungsstandorte. Vom Höhenprofil Korralpe (Kap. 3.12) wurde nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.

Figure 7: Polychlorinated biphenyls (sum of all PCBs with toxic equivalency factors) in ½-year old spruce needles (at the top) and in the humus layer (at the bottom) of the investigated sites. From the sites of the altitude profile Korralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.

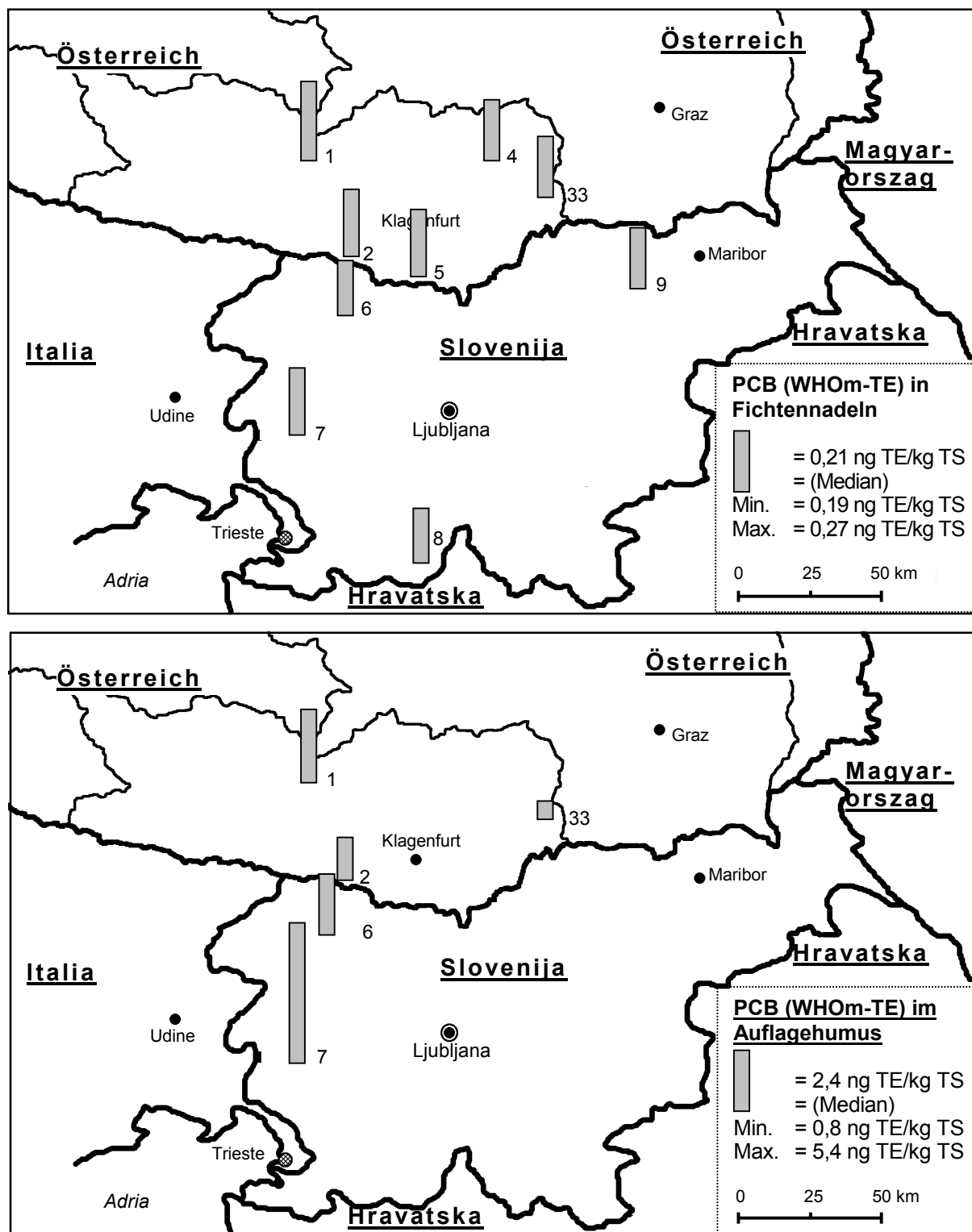


Abb. 8: Polychlorierte Biphenyle in den ½-jährigen Fichtennadeln (oben) und im Auflagehumus (unten) der Untersuchungsstandorte (angegeben in toxischen Äquivalenten gemäß WHO für das Schutzgut Mensch und Säugetiere). Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.

Figure 8: Polychlorinated biphenyls in ½-year old spruce needles (at the top) and in the humus layer (at the bottom) of the investigated sites (concentrations expressed in toxic equivalents for man and mammals according to WHO). From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.

### 3.3 Gesamtoxitätsäquivalentgehalte von PCDD/F und PCB

Die gemeinsame Betrachtung der Toxizitätsäquivalentkonzentrationen für die PCDD/F und PCB ergibt bei den Fichtennadeln sowie den Toxizitätsäquivalentkonzentrationen für Vögel, dass den PCB derzeit ein höherer Stellenwert in der großräumigen Gesamtoxitätsbelastung emittentenferner Gebiete einzuräumen ist als den PCDD/F. Die Toxizitätsäquivalentkonzentrationen bezogen auf das Schutzgut Mensch und Säugetiere zeigen allerdings im Auflagehumus der Standorte ein dazu abweichendes Ergebnis (Tab. 3, sowie Tab. 15 und Tab. 16 im Anhang). Berücksichtigt man die unterschiedlichen Indikationen der untersuchten Medien (Fichtennadeln als Indikator für die Belastung der Pflanzen generell und somit für den Aufnahmepfad bedeutender Nahrungsketten und den Auflagehumus als Indikator für bodenschutzrelevante Fragestellungen) sowie aktuell geringere Nadelgehaltsbereiche bei den PCDD/F, aber höhere bei den PCB (siehe Kap. 3.1 und 3.2), gilt es, vorrangiger die PCB-Einträge in die Umwelt zu senken. Dies ist besonders für das Schutzgut Vögel zutreffend.

*Tab. 3: Mediane und Bereiche (in Klammer) der Toxizitätsäquivalentgehalte von polychlorierten Dibenzodioxinen und –furanen (PCDD/F), polychlorierten Biphenylen (PCB) und der Gesamtoxitätsäquivalentgehalte in ½-jährigen Fichtennadeln (N1) und im Auflagehumus (O) der slowenischen und kärntner Standorte, ausgedrückt in toxischen Äquivalente gemäß WHO (Van den Berg 1998) für das Schutzgut Mensch und Säugetiere (ng TE-WHOM/kg) und für das Schutzgut Vögel (ng TE-WHOV/kg). Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde für diese Betrachtungen nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.*

*Table 3: Medians and ranges (in brackets) of the toxic equivalent concentrations of polychlorinated dibenzodioxins and –furans (PCDD/F), polychlorinated biphenyls (PCB) and total toxic equivalent concentrations in ½-year old spruce needles (N1) and in the humus layer (O) from the Slovenian and Carinthian sites, expressed in toxic equivalents according to WHO (Van den Berg 1998) for man and mammals (ng TE-WHOM/kg) and for birds (ng TE-WHOV/kg). From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.*

		PCDD/F	PCB	Gesamt
N1 (n = 9)	ng TE-WHOM/kg TS	0,10 (0,03 – 0,23)	0,21 (0,19 – 0,27)	0,32 (0,21 – 0,44)
	ng TE-WHOV/kg TS	0,29 (0,15 – 0,55)	1,44 (1,09 – 1,95)	1,81 (1,24 – 2,50)
O (n = 5)	ng TE-WHOM/kg TS	2,9 (1,7 – 9,3)	2,4 (0,8 – 5,4)	5,4 (2,5 – 14,6)
	ng TE-WHOV/kg TS	6,3 (2,9 – 18,9)	8,7 (2,4 – 14,0)	15,2 (5,3 – 32,8)

Die räumliche Belastungsverteilung ergibt kein grundsätzlich zu den individuellen Ergebnissen für die PCDD/F und PCB abweichendes Ergebnis. Einem engen Schwankungsbereich bei den Fichtennadeln mit keinen auffällig höher oder geringer belasteten Standorten, steht beim Auflagehumus ein weiterer Schwankungsbereich mit dem auffällig höher belasteten Standort 7 gegenüber (Abb. 9).

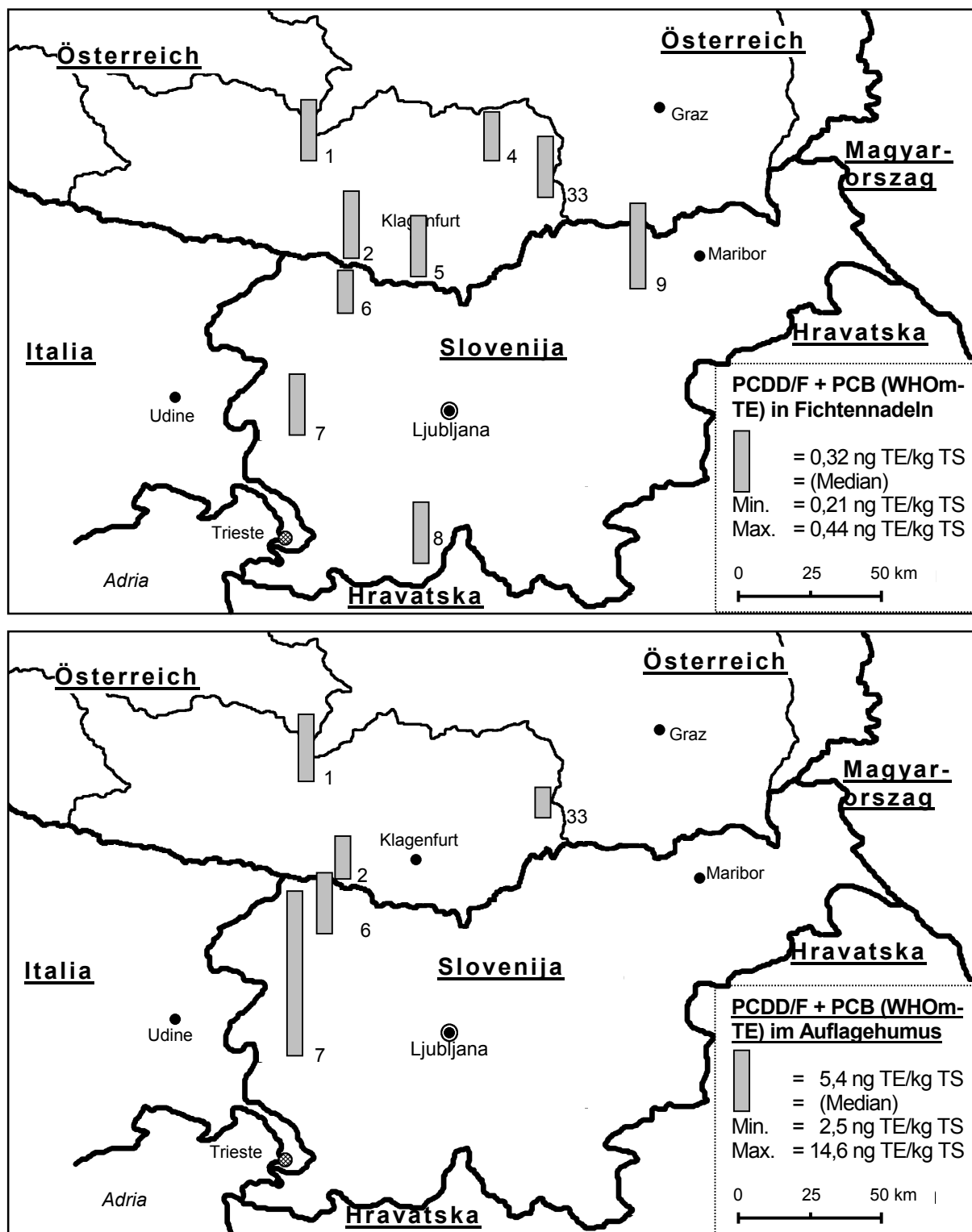


Abb. 9: Gesamtoxizitätsäquivalentgehalte von PCDD/F und PCB (gemäß WHO für das Schutzgut Mensch und Säugetiere) in den 1/2-jährigen Fichtennadeln (oben) und im Auflagehumus (unten) der Untersuchungsstandorte. Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.

Figure 9: Total toxic equivalent concentrations of PCDD/F and PCB (according to WHO for man and mammals) in 1/2-year old spruce needles (at the top) and in the humus layer (at the bottom) of the investigated sites. From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.

### 3.4 Hexachlorbenzol (HCB)

Sowohl für die ½-jährigen Fichtennadeln als auch für den Auflagehumus der slowenischen und kärntner Standorte wurden HCB-Gehaltsbereiche nachgewiesen, die sich nicht wesentlich von jenen einer früheren Untersuchung entlegener Waldstandorte (Probenahme 1993) unterscheiden (Tab. 4). Die Nadelgehalte des Standorts 4, der in beiden Studien untersucht wurde, sind ident (jeweils 0,6 µg/kg TS, siehe auch Tab. 18 im Anhang). Damit ergibt sich kein Hinweis, dass im Jahr 2000 an diesem Standort eine geringere Umgebungsluftbelastung auftrat als im Jahr 1993. Das Ergebnis ähnlicher Gehalte ist besonders deshalb bemerkenswert, da aufgrund gesetzlicher Vorschriften in Österreich HCB als Stoff in Pflanzenschutzmitteln seit 1992 weder in den Handel gebracht, noch verwendet werden darf. Ähnliche Verbote (bzw. Produktionseinstellungen) gibt es in zahlreichen anderen Ländern. Aufgrund dieser Rahmenbedingungen wären vergleichsweise geringere Gehalte zu erwarten gewesen. Zu berücksichtigen ist allerdings, dass HCB auch als unerwünschte Nebenprodukte bei Verbrennungsprozessen mit Beteiligung von Chlor emittiert werden. Es wird vermutet, dass solche Quellen und/oder Re-Emissionen aus belasteten Böden anderer Nutzungen und deren Eintrag in Waldökosysteme eine Ursache dafür sind, dass die Gehalte der vorliegenden Studie nicht geringer als jene der früheren Untersuchung ausfielen. Es werden möglicherweise weitere Anstrengungen erforderlich sein, um die großräumige HCB-Belastung signifikant zu senken.

In der 1. Tiefenstufe von Grünland- und Ackerböden Kärntens (0-5 cm bzw. 0-20 cm, n = 100) lag der HCB-Median kleiner als 0,3 µg/kg (Amt der Kärntner Landesregierung 1999a) und somit immerhin unter dem Minimum der Auflagehumusproben der vorliegenden Untersuchung (vgl. mit Tab. 18 im Anhang). Die Maximalwerte in den Acker- und Grünlandböden übertrafen jedoch erwartungsgemäß die Auflagehumusgehalte der entlegenen Waldstandorte der vorliegenden Untersuchung, da HCB in Österreich früher landwirtschaftlich eingesetzt wurde. Insgesamt zeigt dieser Vergleich aber, dass selbst entlegene Waldgebiete, in denen HCB nachweislich niemals eingesetzt wurde, nach wie vor beachtliche HCB-Bodengehalte aufweisen.

*Tab. 4: Mediane und Konzentrationsbereiche (in Klammer) von Hexachlorbenzol in ½-jährigen Fichtennadeln (N1) und im Auflagehumus (O) der slowenischen und kärntner Standorte und Vergleichsdaten von Hintergrundstandorten aus einer früheren Untersuchung. Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde für diese Betrachtungen nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.*

*Table 4: Medians and concentration ranges (in brackets) of hexachlorobenzene in ½-year old spruce needles (N1) and in the humus layer (O) from the Slovenian and Carinthian sites and comparison with data for remote sites from a previous investigation. From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.*

		Slowenien, Kärnten	Daten für österreichische Hintergrundgebiete aus einer früheren Untersuchung (Probenahmejahr 1993, n = 25, Weiss 1998)
N1 (n = 9)	µg/kg TS	0,6 (0,5 – 0,9)	0,6 (0,3 – 1,1)
O (n = 5)	µg/kg TS	0,8 (0,6 – 1,9)	0,5 (n.n. – 1,9)

Wie bei anderen untersuchten Schadstoffen, streuen die HCB-Gehalte in den Fichtennadeln in einem relativ engen Bereich. Kein Standort wies eine deutlich höhere Belastung auf. Im Unterschied dazu ist beim Auflagehumus wiederum Standort 7 durch einen vergleichsweise höheren HCB-Gehalt auffällig. Dies gilt auch für den Standort 1 (Abb. 10).

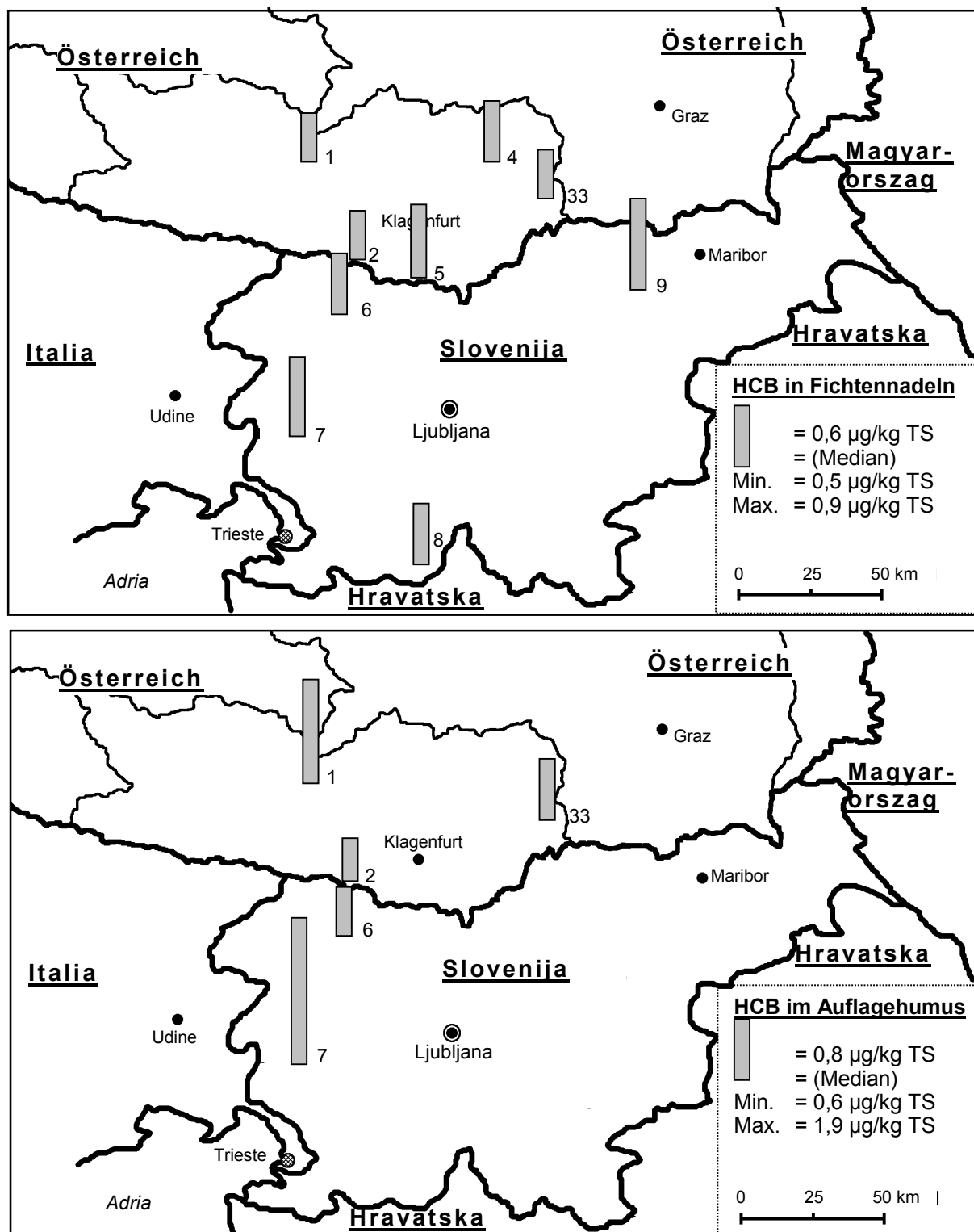


Abb. 10: Hexachlorbenzol (HCB) in den ½-jährigen Fichtennadeln (oben) und im Auflagehumus (unten) der Untersuchungsstandorte. Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.

Figure 10: Hexachlorobenzene (HCB) in ½-year old spruce needles (at the top) and in the humus layer (at the bottom) of the investigated sites. From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.

### 3.5 Hexachlorcyclohexane (HCH)

Der Konzentrationsbereich von der Summe HCH, der in den ½-jährigen Fichtennadeln der vorliegenden Studie nachgewiesen wurde, liegt deutlich unter jenem einer Untersuchung von österreichischen Hintergrundstandorten, die 1993 beprobt wurden. Das Maximum dieser Studie unterschreitet sogar das Minimum der früheren Untersuchung (Tab. 5). Die Nadeln des Standorts 4 weisen derzeit etwa nur mehr halb so hohe HCH-Gehalte auf, als im Jahr 1993 (Tab. 17 im Anhang). Dieses Ergebnis ist sehr wahrscheinlich auf den abnehmenden Einsatz von Lindan in Österreich während des letzten Jahrzehnts bzw. auf den Wegfall von Lindan vom heimischen Markt im Jahr 1998 (Umweltbundesamt 2001) zurückzuführen.

Die Auflagehumusgehalte unterscheiden sich nicht wesentlich vom Konzentrationsbereich der Fichtennadeln (Tab. 5). Dies stellt einen Unterschied zu den Ergebnissen für schwerer flüchtige und stärker wasserabweisende organische Schadstoffe (z.B. PCDD/F, PCB; siehe Kap. 3.1 und 3.2) dar, ähnelt Ergebnissen für Schadstoffe mit ähnlichen physiko-chemischen Eigenschaften (z.B. HCB; siehe Kap. 3.4). Dies passt zum Resultat einer früheren Studie, wonach die Konzentrationsverteilung Nadel/Auflagehumus in einem engen Zusammenhang mit den physiko-chemischen Eigenschaften der analysierten Substanzen zu sehen ist (Weiss 2000b).

Ein Vergleich der Auflagehumusgehalte der vorliegenden Studie mit jenen der früheren Untersuchung zeigt weniger deutliche Konzentrationsunterschiede als bei den Fichtennadeln (Tab. 5). Offenbar und nicht unerwartet hinkt die Belastungsabnahme im Boden jener in den Fichtennadeln hinterher. Bei der 1. Tiefenstufe von Grünland und Ackerböden Kärntens (0-5 cm bzw. 0-20 cm, n = 100) lagen rd. 75 % der  $\gamma$ -HCH-Gehalte unter der Bestimmungsgrenze von 0,5  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Amt der Kärntner Landesregierung 1999a) und damit um ein Vielfaches unter dem festgestellten Minimum von Auflagehumusproben entlegener Waldstandorte der vorliegenden Untersuchung (siehe Tab. 18 im Anhang). Dieser Vergleich verdeutlicht einmal mehr – auch wenn die Maximalwerte in den kärntner Grünland- und Ackerböden vermutlich anwendungsbedingt das Maximum der gegenständlichen Auflagehumusproben überschreiten – die besondere Rolle des Waldbodens als Akkumulator für organische Schadstoffe.

*Tab. 5: Mediane und Konzentrationsbereiche (in Klammer) von Hexachlorcyclohexanen (Summe der  $\alpha$ -,  $\beta$ -,  $\gamma$ -,  $\delta$ -Isomere) in ½-jährigen Fichtennadeln (N1) und im Auflagehumus (O) der slowenischen und kärntner Standorte und Vergleichsdaten von Hintergrundstandorten aus einer früheren Untersuchung. Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde für diese Betrachtungen nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.*

*Table 5: Medians and concentration ranges (in brackets) of hexachlorocyclohexanes (sum of  $\alpha$ -,  $\beta$ -,  $\gamma$ -,  $\delta$ -isomers) in ½-year old spruce needles (N1) and in the humus layer (O) from the Slovenian and Carinthian sites and comparison with data for remote sites from a previous investigation. From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.*

		Slowenien, Kärnten	Daten für österreichische Hintergrundgebiete aus einer früheren Untersuchung (Probenahmejahr 1993, n = 25, Weiss 1998)
N1 (n = 9)	$\mu\text{g}/\text{kg}$ TS	1,7 (1,1 – 2,5)	6,4 (2,7 – 9,7)
O (n = 5)	$\mu\text{g}/\text{kg}$ TS	2,7 (1,9 – 4,1)	3,2 (0,6 – 6,6)

Bemerkenswert sind die Unterschiede der HCH-Muster zwischen vorliegender und früherer Untersuchung. Im Unterschied zu den Auflagehumusproben des Jahres 1993 (Weiss 1998) konnte in jenen der vorliegenden Untersuchung  $\beta$ -HCH durchwegs nicht mehr nachgewiesen werden. Besonders dieses Isomer weist aber eine vergleichsweise höhere Tendenz zur Anreicherung im Boden auf, ist andererseits jedoch in dem in westlichen Ländern verwend-



ten hochreinen Lindan ( $\gamma$ -HCH) nicht enthalten (Fiedler et al. 1993). Es ist vorstellbar, dass die vor etlichen Jahren durchgeführte Umstellung der Verwendung von technischem HCH zu hochreinem Lindan sowie eine sorgsamere Entsorgung der bei der Produktion anfallenden anderen Isomere sich erst jetzt in einer fehlenden Nachweisbarkeit von  $\beta$ -HCH im Auflagehumus äußert.

Auffällig sind auch die Unterschiede im Verhältnis  $\alpha$ -HCH zu  $\gamma$ -HCH. Dieses Verhältnis wird häufig zur Analyse der Herkunft, der Verfrachtungsdauer und/oder des zeitlichen Abstands der Anwendung herangezogen (z.B.: Pacyna und Oehme 1988, Iwata et al. 1993, Poissant und Koprivnjak 1996, Weiss et al. 2000). Ein höheres Verhältnis  $\alpha$ -HCH/ $\gamma$ -HCH wird dabei mit vergleichsweise weiter entfernten, länger verfrachteten und/oder früheren Anwendungen von Lindan in Verbindung gebracht. In der vorliegenden Studie wurden sowohl in den Fichtennadeln als auch im Auflagehumus vergleichsweise kleinere  $\alpha$ -HCH/ $\gamma$ -HCH-Verhältnisse als in der früheren Untersuchung nachgewiesen. In den Fichtennadeln liegen diese Verhältnisse zwischen 0,10 und 0,30 (Tab. 17 im Anhang), während für die Hintergrundstandorte in ähnlicher Lage für 1993 Verhältnisse zwischen 0,28 und 0,46 festgestellt wurden (Weiss 1998). Im Auflagehumus stehen gegenwärtige Verhältnisse zwischen 0,00 und 0,48 (Tab. 18 im Anhang) früheren Verhältnissen von größer 0,60 für vergleichbare Lagen gegenüber. Konsequenterweise wäre daher zu vermuten, dass die HCH-Gehalte der vorliegenden Untersuchung durch vergleichsweise aktuellere und/oder weniger weit entfernte Anwendungen verursacht sind. Bereits in der Vorstudie an österreichischen Hintergrundstandorten wurde – mit Ergebnissen aus anderen Untersuchungen – vermutet, dass die gegenwärtige HCH-Belastung in Mitteleuropa maßgeblich auf nahegelegene Anwendungen zurückzuführen ist. Dies dürfte aufgrund der Ergebnisse der vorliegenden Studie nach wie vor zutreffend sein (siehe auch Kap. 3.12). Allerdings könnten die vergleichsweise kleineren  $\alpha$ -HCH/ $\gamma$ -HCH-Verhältnisse der vorliegenden Studie im Vergleich zu früheren Untersuchungen auch durch folgende Ursachen beeinflusst sein: 1) Die unterschiedlichen meteorologischen Verhältnisse im Probenahmezeitraum beider Untersuchungen. Die Probenahme der vorliegenden Studie erfolgte im Unterschied zur früheren Studie während einer Periode langanhaltender Niederschläge, und es ist bekannt, dass das  $\gamma$ -Isomer eine bessere Wasserlöslichkeit aufweist und somit bevorzugter durch Regen aus der Atmosphäre ausgewaschen wird als das  $\alpha$ -HCH (Walker et al. 1999). 2) Der globale Rückgang des Einsatzes von technischem HCH (Li 1999), das im Gegensatz zu hochreinem Lindan Anteile des  $\alpha$ -HCH aufweist. Erklärungsvariante 2 würde jedoch überwiegend großräumigen Ferntransport als HCH-Belastungsursache der untersuchten Standorte bedeuten, da in Mitteleuropa technisches HCH schon seit vielen Jahren nicht mehr eingesetzt wird. Eine solche Erklärung würde der oben dargestellten Annahme nahegelegener Ursachen widersprechen, es sei denn der festgestellte  $\alpha$ -HCH-Gehalt ist auf andere Ursachen zurückzuführen (großräumiger Ferntransport aus Gebieten mit Anwendung von technischem HCH) als der  $\gamma$ -HCH-Gehalt (nahegelegene Anwendung hochreinen Lindans).

Abb. 11 zeigt den signifikanten gemeinsamen Anstieg der  $\alpha$ - und  $\gamma$ -Isomeregehalte in den Fichtennadeln. Im Unterschied dazu wurden im Auflagehumus keine signifikanten Korrelationen zwischen diesen beiden Isomeren festgestellt (Tab. 42 im Anhang).

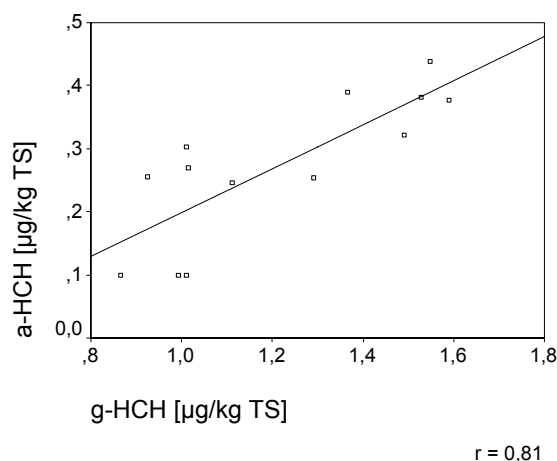


Abb. 11: Signifikante Korrelation zwischen  $\alpha$ -HCH und  $\gamma$ -HCH in den ½-jährigen Fichtennadeln.

Figure 11: Significant correlation between  $\alpha$ -HCH and  $\gamma$ -HCH in ½-year old spruce needles.

Das räumliche Belastungsbild der einzelnen Standorte zeigt weder für den Auflagehumus noch für die Fichtennadeln Regionen mit auffallend höheren HCH-Summengehalten (Abb. 12). Im Unterschied dazu und zu fast allen anderen Schadstoffen, liegen die  $\alpha$ -HCH-Nadelgehalte der slowenischen Standorte signifikant höher als jene der kärntner Standorte (vgl. Tab. 17). Dieses Ergebnis könnte aufgrund einer unterschiedlichen Geschichte der HCH- und Lindan-Anwendung in Slowenien und Österreich in Zusammenhang stehen. Die vergleichsweise höchsten HCH-Gehalte hatten Standort 9 bei den Nadeln und wiederum Standort 7 beim Auflagehumus. Beide Ergebnisse sind plausibel, da diese beiden Standorte Regionen mit intensiver Landwirtschaft vergleichsweise näher liegen als die anderen Standorte.

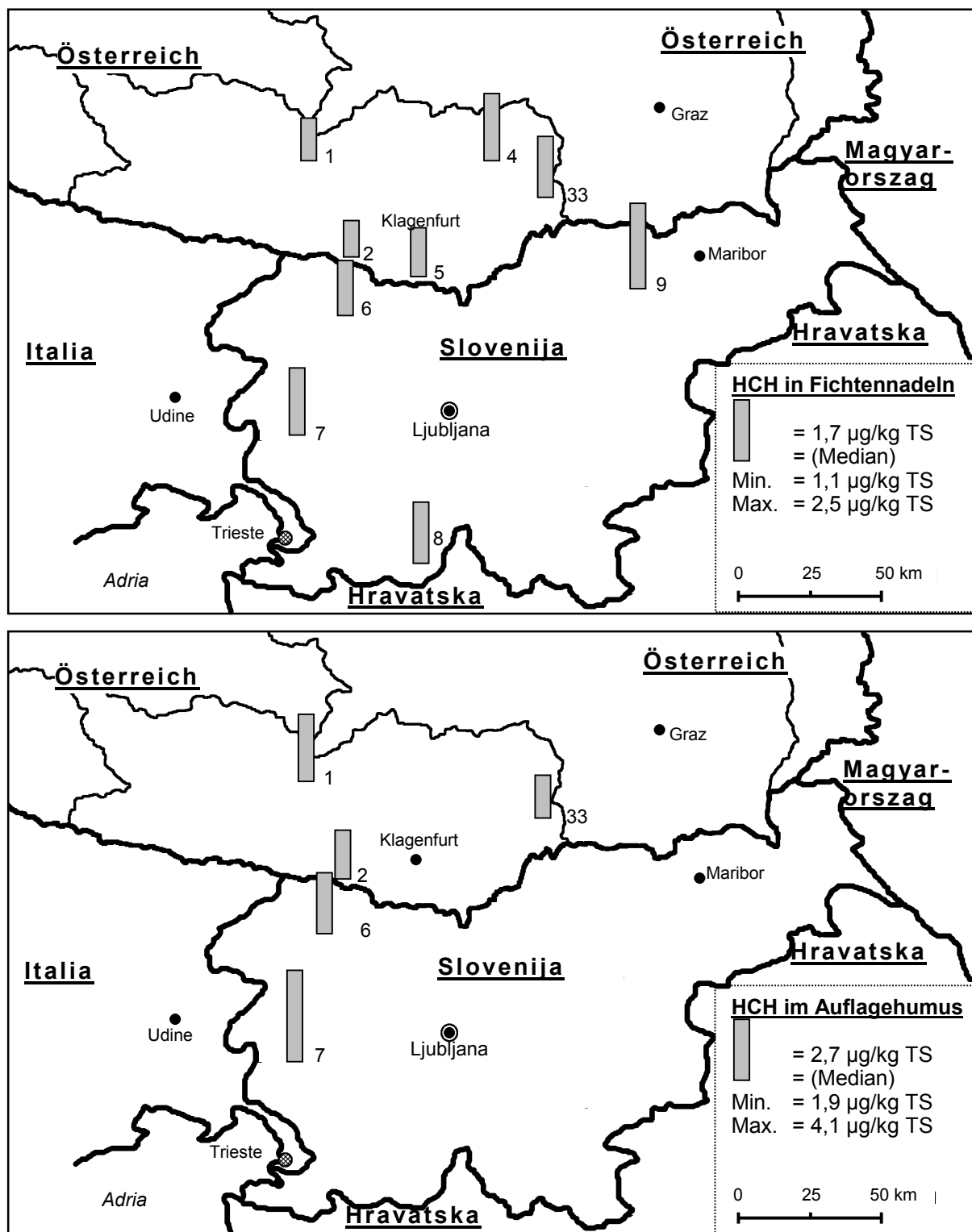


Abb. 12: Hexachlorcyclohexane (Summe der vier  $\alpha$ - $\delta$  Isomere) in den ½-jährigen Fichtennadeln (oben) und im Auflagehumus (unten) der Untersuchungsstandorte. Vom Höhenprofil Korralpe (Kap. 3.12) wurde nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.

Figure 12: Hexachlorocyclohexans (sum of the four  $\alpha$ - $\delta$  isomers) in ½-year old spruce needles (at the top) and in the humus layer (at the bottom) of the investigated sites. From the sites of the altitude profile Korralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.

### 3.6 DDT und Metaboliten (DDX)

Die DDX-Gehalte im Auflagehumus weisen eher auf eine Tendenz sinkender Gehalte hin. Zumindest sind die Gehaltsbereiche der vorliegenden Studie kleiner als jene der Erhebung 1993 (Tab. 6). 1993 wiesen alle Auflagehumusproben in den südlichen Alpen Österreichs noch DDX-Gehalte über 10 µg/kg TS auf. Mit Ausnahme eines Standorts des Höhenprofils (siehe Kap. 3.12) überschreitet lediglich der auch bei anderen Schadstoffen auffällige Auflagehumusgehalt des Standorts 7 diese Schwelle (Tab. 18 im Anhang).

Bei den Fichtennadeln ist die Sachlage anders. Vergleichsweise geringe Nadelgehalte an der Schwelle zur Nachweisbarkeit wurden auch bereits 1993 für jene Standorte in den südlichen Alpen Österreichs nachgewiesen, sodass sich die Gehaltsbereiche dieser Standorte nicht maßgeblich von jenen der vorliegenden Untersuchung unterscheiden (Tab. 6). Die Nadelgehalte des in beiden Untersuchungen herangezogenen Standorts 4 betragen 1993 0,2 µg/kg TS und in der vorliegenden Untersuchung 0,6 µg/kg TS (Tab. 17 im Anhang). Hier ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Nachweisgrenzen in der vorliegenden Untersuchung tiefer waren, was auch eine Ursache für die Gehaltsunterschiede darstellen kann. Beispielsweise lag der p,p-DDT-Gehalt 1993 kleiner der Bestimmungsgrenze von 0,46 µg/kg TS, während in der vorliegenden Studie 0,4 µg/kg TS für diese Verbindung nachgewiesen wurden (Tab. 17 im Anhang). Immerhin – und dies ist eigentlich das bemerkenswerte – lässt sich eine Abnahme der Nadelgehalte nicht ableiten. Eine Anwendung von DDT ist seit vielen Jahren in Europa verboten. Es wird daher vermutet, dass sich dieses Verbot eines Einsatzes in den tieferen Gehalten des durch den langfristigen Eintrag geprägten Auflagehumus widerspiegelt, während die gegenwärtigen Nadelgehalte eher auf einen gleichbleibenden gegenwärtigen Level der ubiquitären Belastung durch Ferntransport oder Ausgasungen aus belasteten landwirtschaftlichen Böden durch frühere Anwendungen hinweisen. Möglicherweise sind die Nadelgehalte in Österreich nur mehr durch Anwendungseinschränkungen in jenen Ländern, die DDT noch einsetzen, zu verringern.

Eine solche Vermutung legen auch die Ergebnisse für die DDX-Muster in den Nadeln nahe. Während das kommerzielle DDT zu 70 bis 80 % aus p,p-DDT besteht und die restlichen Prozent sich aus den anderen DDX-Kongeneren zusammensetzen, wurde in den Nadeln das als DDT-Abbauprodukt bekannte, persistenterere p,p-DDE in ähnlichen, teilweise sogar höheren Konzentrationen als p,p-DDT nachgewiesen (Tab. 17 im Anhang). Ein kleineres Verhältnis p,p-DDT/p,p-DDE wird mit einer weiter entfernten Herkunft der Belastung und/oder älteren Anwendungen in Verbindung gebracht (Atlas und Giam 1988, Iwata et al. 1993, Tremolada et al. 1993). Die Standorte 6, 7 und 33 etwa zeigten in den Fichtennadeln sogar ein kleineres p,p-DDT/p,p-DDE-Verhältnis als im zugehörigen Auflagehumus (Tab. 17, Tab. 18 im Anhang). Aufgrund der relativen, anteilmäßigen Zunahme von p,p-DDE mit der Zeit und des höheren, repräsentierten Alters des Auflagehumus im Vergleich zu den Fichtennadeln wäre das Gegenteil, deutlich höhere Verhältnisse in den Nadeln, zu erwarten gewesen – außer, die gegenwärtige Belastung der Fichtennadeln ist auf weiter entfernte Ursachen zurückzuführen als jene des Auflagehumus.

Vergleicht man die Auflagehumusgehalte der vorliegenden Untersuchung mit den DDE- und DDT-Gehalten in der 1. Tiefenstufe von Grünlandböden (0-5 cm) und Ackerböden (0-20 cm) wird die besondere Belastung von Waldböden – selbst in entlegenen Regionen – offenbar. 85 % der Grünland- und Ackeroberböden Kärntens (n = 100) hatten DDE- und DDT-Gehalte, die jeweils unter 0,5 µg/kg lagen (Amt der Kärntner Landesregierung 1999a). Dies entspricht deutlich geringeren Gehalten als die jeweiligen Minima in den Auflagehumusproben der vorliegenden Untersuchung (vgl. mit Tab. 18 im Anhang).

Tab. 6: Mediane und Konzentrationsbereiche (in Klammer) von DDT plus Metaboliten (DDX) in ½-jährigen Fichtennadeln (N1) und im Auflagehumus (O) der slowenischen und kärntner Standorte und Vergleichsdaten von Hintergrundstandorten aus einer früheren Untersuchung. Vom Höhenprofil Korralpe (Kap. 3.12) wurde für diese Betrachtungen nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.

Table 6: Medians and concentration ranges (in brackets) of DDT plus metabolites (DDX) in ½-year old spruce needles (N1) and in the humus layer (O) from the Slovenian and Carinthian sites and comparison with data for remote sites from a previous investigation. From the sites of the altitude profile Korralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.

		Slowenien, Kärnten	Daten für österreichische Hintergrundgebiete aus einer früheren Untersuchung (Probenahmejahr 1993, n = 25, Weiss 1998)
N1 (n = 9)	µg/kg TS	0,3 (n.n. – 0,7)	0,2 (n.n. – 2,4)
O (n = 5)	µg/kg TS	4,9 (3,1 – 12,7)	7,8 (n.n. – 22,0)

Im Unterschied zu den Fichtennadeln wurde beim Auflagehumus eine signifikante Korrelation zwischen p,p-DDE und p,p-DDT nachgewiesen (Abb. 13). Dies lässt auch auf ein homogeneres DDX-Muster im Auflagehumus als in den Fichtennadeln schließen.

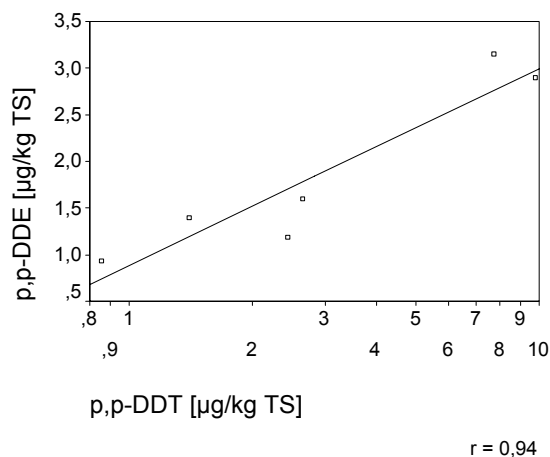


Abb. 13: Signifikante Korrelation zwischen p,p-DDE und p,p-DDT im Auflagehumus.

Figure 13: Significant correlation between p,p-DDE and p,p-DDT in the humus layer.

Die Darstellung der räumlichen Konzentrationsunterschiede zeigt vergleichsweise geringe DDX-Konzentrationen in den Fichtennadeln der Standorte 2, 5, 6 und 33, und höhere für die Standorte 4 und 7 (Abb. 14). Bemerkenswert sind die im Vergleich zu anderen Schadstoffen weiter streuenden Nadelgehalte, da sowohl bei den slowenischen als auch bei den österreichischen Standorten Ferntransport als Ursachen der Belastung anzunehmen sind. Aufgrund der vergleichbaren sonstigen Rahmenbedingungen wäre daher gerade bei DDX ein engerer Gehaltsbereich zu erwarten gewesen. Die Seehöhe der Standorte oder Ableitungen aus dem p,p-DDT/p,p-DDE-Verhältnis stellen keinen Erklärungsansatz für diese Gehaltunterschiede dar.

Beim Auflagehumus weist wie bei anderen Schadstoffen Standort 7 vergleichsweise höhere Gehalte auf. Eine Ableitung von räumlichen Gehaltsgradienten ist jedoch auch hier nicht möglich, da etwa die Standorte 1 und 7 höhere Gehalte aufweisen als die dazwischen liegenden Standorte 2 und 6 (Abb. 14). Bemerkenswert ist jedoch, dass der Standort 1 als einziger Standort eine höhere p,p-DDE- als p,p-DDT-Konzentration im Auflagehumus hat, während etwa Standort 7 mehr als doppelt so viel p,p-DDT als p,p-DDE im Auflagehumus hat (Tab. 18 im Anhang). Anhand der oben dargestellten Erklärungsansätze lässt dies vermuten, dass die DDX-Konzentration im Auflagehumus des Standorts 1 auf weiter zurückliegende und/oder weiter entfernt liegende DDT-Anwendungen als jene der anderen Standorte, v.a. aber jene des Standorts 7 zurückzuführen sind.

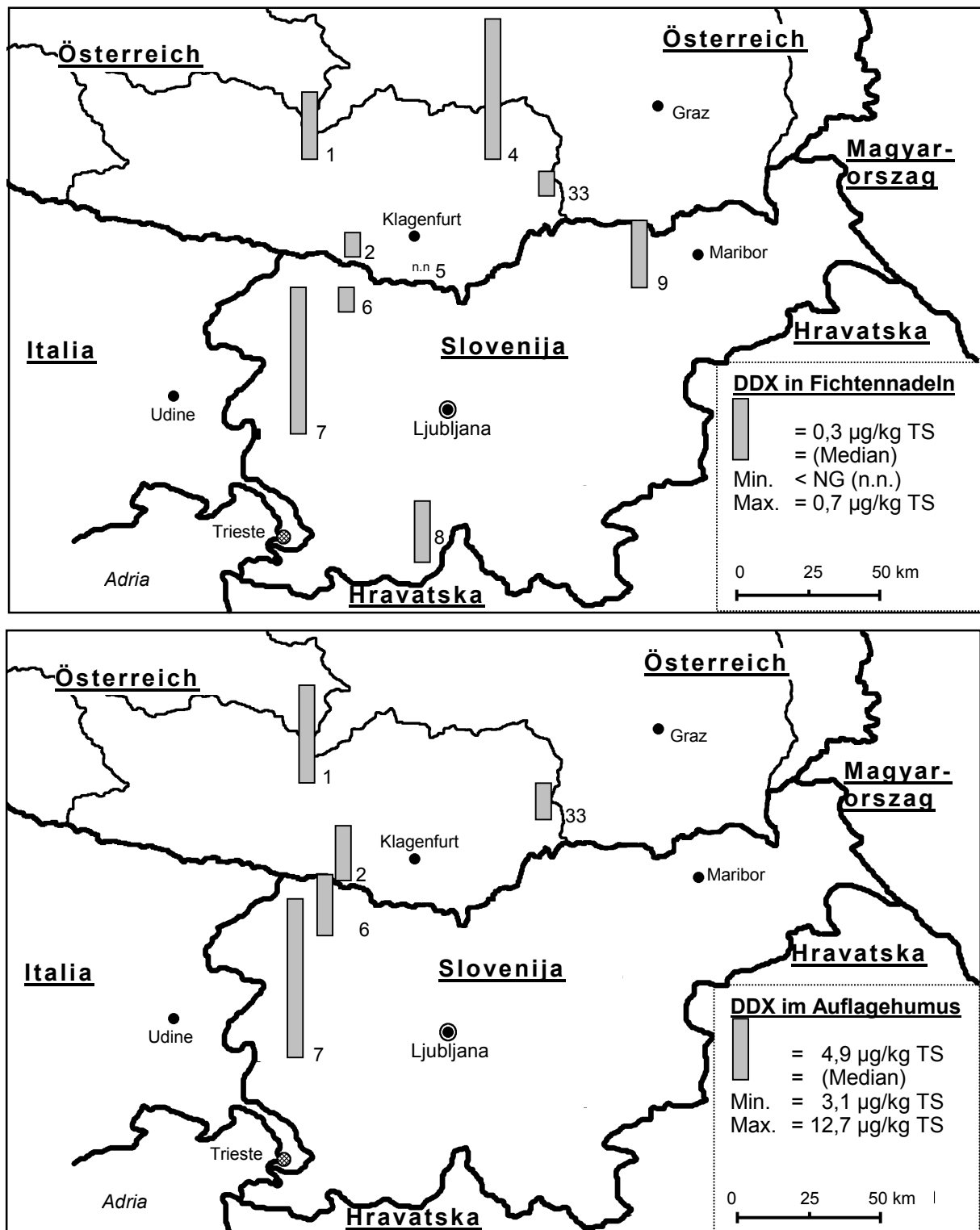


Abb. 14: DDT und Metaboliten (DDX) in den ½-jährigen Fichtennadeln (oben) und im Auflagehumus (unten) der Untersuchungsstandorte. Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.

Figure 14: DDT and metabolites (DDX) in ½-year old spruce needles (at the top) and in the humus layer (at the bottom) of the investigated sites. From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.

### 3.7 Aldrin, Dieldrin, Endrin, Chlordan, Heptachlor, Mirex, Chlordecon, Pentachlorphenol

In diesem Kapitel werden mehrere Chlorpestizide behandelt. Der Einsatz all dieser Chlorpestizide als Pflanzenschutzmittel wurde mit Anfang der 90er-Jahre in Österreich verboten oder stark eingeschränkt. Teilweise wurden sie aber auch schon davor nicht mehr eingesetzt.

Zumeist konnten diese Substanzen nur vereinzelt in den Fichtennadeln und im Auflagehumus nachgewiesen werden (Tab. 17, Tab. 18 im Anhang). So lagen Aldrin, Dieldrin, Endrin, Heptachlor und Chlordecon in den Fichtennadeln, Endrin im Auflagehumus durchwegs unter den Nachweisgrenzen (siehe Kap. 2.2.4). Dies bedeutet, dass diese Schadstoffe in den entsprechenden Medien derzeit Konzentrationen aufweisen, die unter jenen der in den vorherigen Kapiteln behandelten Chlorpestizide HCB, HCH und DDX liegen.

Eine Reihe weiterer Chlorpestizide konnten zwar an einzelnen Standorten nachgewiesen werden, lagen aber durchwegs unter der Bestimmungsgrenze für eine eindeutige Quantifizierung. Dazu gehören Pentachlorphenol (PCP) und cis-Chlordan bei den Fichtennadeln, und PCP, Heptachlor und Chlordecon im Auflagehumus (Tab. 17, Tab. 18 im Anhang).

PCP wurde in den Fichtennadeln der Standorte 2 und 6 und im Auflagehumus des Standorts 33 unter der Bestimmungsgrenze nachgewiesen. Dies bedeutet jeweils Mindestgehalte von 0,5 µg/kg TS in diesen Proben. Dies sind zumindest bei den Fichtennadeln dieser Standorte dem HCB ähnliche Gehalte. Die Nachweis- bzw. Bestimmungsgrenzen von PCP waren verfahrensbedingt deutlich höher als jene von HCB (vgl. Kap. 2.2.4 und Kap. 2.2.5). Aufgrund der einzelnen Nachweise, deren ähnlicher Konzentrationshöhe zu HCB in den Nadeln sowie den unterschiedlichen Nachweisgrenzen wird daher gefolgert, dass die gegenwärtigen PCP-Nadelkonzentrationen in etwa dieselbe Größenordnung wie jene von HCB aufweisen, sicher aber unter denen von  $\gamma$ -HCH liegen (vgl. Tab. 17 im Anhang). Im Auflagehumus liegen die PCP-Konzentrationen mit Sicherheit unter den HCB- und  $\gamma$ -HCH-Konzentrationen. In Österreich ist der Einsatz von HCB-enthaltenden Pflanzenschutzmitteln und PCP seit Anfang der 90-er Jahre verboten. Lindan ( $\gamma$ -HCH) wurde seit 1992 gesetzlich auf die Saatgutbehandlung beschränkt und ist seit 1998 nicht mehr am österreichischen Markt.

Heptachlor wurde im Auflagehumus der Standorte 1 und 33, Chlordecon ebenfalls im Auflagehumus eines Standorts des Höhenprofils unter der Bestimmungsgrenze nachgewiesen. Dies bedeutet für diese Proben Mindestgehalte von 0,1 µg/kg TS für diese beiden Pestizide.

Mirex wurde nur in zwei Proben nachgewiesen, in den Fichtennadeln des Standorts 33 und im Auflagehumus des Standorts 2, jeweils mit einem Gehalt von 0,3 µg/kg TS. Da Mirex nach derzeitigem Wissensstand lediglich in anderen Kontinenten eingesetzt wurde (Amerika, Afrika) sind dessen Nachweise in zwei österreichischen Proben als beachtenswerte Ausreißer zu qualifizieren.

cis-Chlordan und trans-Chlordan wurde in den Fichtennadeln des Standorts 1 nachgewiesen, wobei cis-Chlordan unter der Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/kg TS blieb, was einen Mindestgehalt von 0,1 µg/kg TS bedeutet, und trans-Chlordan mit 0,4 µg/kg TS in den Nadeln enthalten war (Tab. 17 im Anhang). Im Auflagehumus war cis-Chlordan mit Gehalten unter 0,3 µg/kg TS fast durchwegs nachweisbar, trans-Chlordan nur an den Standorten 1, 7 und an einem Standort des Höhenprofils (Tab. 8 im Anhang). An Standort 1 wurden diese Chlorpestizide somit sowohl in den Nadeln als auch im Auflagehumus nachgewiesen.

Von den hier behandelten Chlorpestiziden waren Aldrin und Dieldrin am deutlichsten nachzuweisen, allerdings nur im Auflagehumus (Tab. 7). Der Gehaltsbereich im Auflagehumus für diese beiden Substanzen ist jenem von HCB ähnlich (Tab. 8 im Anhang). Dieses Ergebnis ist beachtenswert, da alle diese Substanzen seit Anfang der 90-er Jahre nicht mehr als Pflanzenschutzmittel in Österreich eingesetzt werden dürfen, im Gegensatz zu HCB bei Ald-

rin und Dieldrin keine anderen Quellen als der Pestizideinsatz bekannt sind und etwa in oberösterreichischen Acker- und Grünlandböden (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung 1993) sowie in Biokompostproben (Zethner et al. 2000) vielfach geringere Aldrin- und Dieldrin- als HCB-Gehalte festgestellt wurden. Allerdings wiesen Millet et al. (1997) in Nass-, Gas- und Partikelphasen der Atmosphäre höhere Konzentrationen von Aldrin und Dieldrin als HCB nach.

Die räumliche Darstellung zeigt, dass Aldrin besonders im Auflagehumus der Standorte 2 und 6, die bei den anderen untersuchten Schadstoffen nicht auffällig waren, in vergleichsweise höheren Konzentrationen nachzuweisen war (Abb. 15). Dieses abweichende Aldrin-Ergebnis zu jenen Schadstoffen, die ähnliche Auflagehumusbelastungsverteilungen aufweisen, ist bemerkenswert und dürfte auf unterschiedliche Ursachen und Herkünfte des Eintrags von Aldrin bei diesen Standorten im Vergleich zu den anderen Schadstoffen hinweisen. Bei Dieldrin weisen mit Ausnahme des wenig belasteten Standorts 33 alle Standorte ähnliche Gehalte auf (Abb. 15). Die Kärntner Bodenzustandsinventur wies lediglich in drei Proben von Grünland- und Ackeroberböden (0-5 cm bzw. 0-20 cm) Dieldringehalte von über 0,5 µg/kg nach (Amt der Kärntner Landesregierung 1999a). Ein Vergleich dieser Ergebnisse mit den Dieldringehalten im Auflagehumus der vorliegenden Untersuchung (Tab. 18 im Anhang) unterstreicht die besondere Rolle von Waldböden für die Anreicherung fernverfrachteter organischer Schadstoffe.

*Tab. 7: Mediane und Konzentrationsbereiche (in Klammer) von Aldrin, Dieldrin, Endrin, Chlordan, Heptachlor, Mirex, Chlordacon und Pentachlorphenol in ½-jährigen Fichtennadeln (N1) und im Auflagehumus (O) der slowenischen und kärntner Standorte. Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde für diese Betrachtungen nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen).*

*Table 7: Medians and concentration ranges (in brackets) of aldrin, dieldrin, endrin, chlordane, heptachlor, mirex, chlordacon and pentachlorophenol in ½-year old spruce needles (N1) and in the humus layer (O) from the Slovenian and Carinthian sites. From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.*

		N1 (n = 9)	O (n = 5)
Aldrin	µg/kg TS	(<0,1)	0,7 (<0,1 – 1,4)
Dieldrin		(<0,3)	1,5 (0,3 – 1,5)
Endrin		(<0,3)	(<0,3)
cis-Chlordan		<0,1 (<0,1 – 0,1)	0,1 (0,1 – 0,2)
trans-Chlordan		<0,1 (<0,1 – 0,4)	<0,1 (<0,1 – 0,2)
Heptachlor		(<0,1)	<0,1 (<0,1 – 0,1)
Mirex		<0,1 (<0,1 – 0,3)	<0,1 (<0,1 – 0,3)
Chlordecon		(<0,1)	<0,1 (<0,1 – 0,1)
PCP		<0,4 (<0,4 – 0,5)	<0,4 (<0,4 – 0,5)



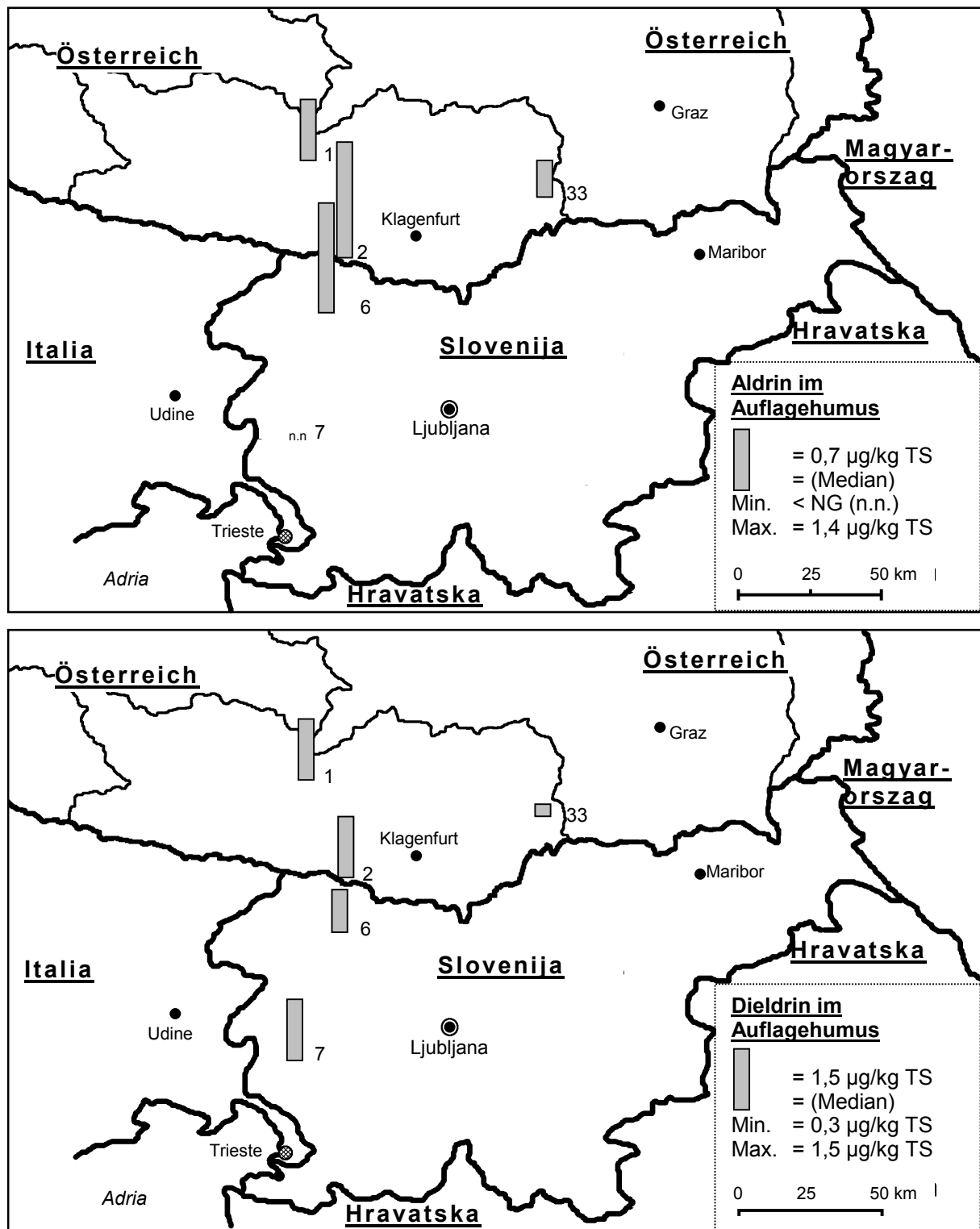


Abb. 15: Aldrin (oben) und Dieldrin (unten) im Auflagehumus der Untersuchungsstandorte. Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.

Figure 15: Aldrin (at the top) and dieldrin (at the bottom) in the humus layer of the investigated sites. From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.

### 3.8 Polybromierte Diphenylether (PBDE), Chlorparaffine

Bei den polybromierten Diphenylethern waren vereinzelt Nachweise, und zwar im Auflagehumus gegeben. Es betraf dies PBDE 47 (2,2',4,4'-Tetrabromdiphenylether) im Auflagehumus der Standorte 2 und 7, PBDE 99 (2,2',4,4',5-Pentabromdiphenylether) im Auflagehumus des Standorts 33 mit Nachweisen unter der Bestimmungsgrenze (d.h. jeweils Mindestgehalte von 0,3 µg/kg TS). PBDE 155 (2,2',4,4',6,6'-Hexabromdiphenylether) war im Auflagehumus des Standorts 1 mit einem Gehalt von 2,0 µg/kg TS nachweisbar. Aufgrund dieser Nachweise sowie Hinweisen aus der Fachliteratur (Nylund et al. 1992, Jansson et al. 1993) dürften die derzeitigen PBDE-Gehalte größenordnungsmäßig zwischen jenen der PCDD/F und PCB liegen und diese Verbindungen bei etwas tieferen Nachweisgrenzen als in der vorliegenden Studie durchwegs nachweisbar sein. Aber auch die bereits wenigen Nachweise dieser Substanzgruppe zeigen deutlich, dass auch diese zu den „neuen POPs“ gezählten Schadstoffe bereits in entlegenen alpinen Gebieten vorhanden sind.

Chlorparaffine waren generell nicht nachweisbar, allerdings konnten hier aufgrund fehlender Standards keine Einzelsubstanzen, sondern nur verschiedene Substanzgemische mit jeweils unterschiedlichen Kettenlängen analysiert werden, weshalb auch die Nachweisgrenzen relativ hoch waren (Kap. 2.2.7).

### 3.9 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)

Die Spitzenwerte der PAH-Gehalte in den Fichtennadeln und im Auflagehumus der untersuchten Standorte in Slowenien und Kärnten liegen deutlich unter jenen entlegener österreichischer Waldstandorte einer früheren Untersuchung (Tab. 8). Allerdings wurden damals die Maximalwerte für im Norden des Bundesgebiets liegende Standorte gemessen, die im Süden des Bundesgebiets liegenden Standorte wiesen auch damals bereits vergleichsweise geringere und ähnliche Gehalte wie in der vorliegenden Untersuchung auf (< 84 µg/kg TS in den Fichtennadeln, < 210 µg/kg TS im Auflagehumus). Die Fichtennadeln des Standorts 4 wiesen ebenfalls im Jahr 1993 ähnliche PAH-Gehalte wie in der vorliegenden Untersuchung auf. Eine Annahme vergleichsweise geringerer oder höherer Gehalte in den beiden Jahren ist somit nicht möglich.

*Tab. 8: Mediane und Konzentrationsbereiche (in Klammer) von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (Summe der 16 „priority pollutant“-PAH der US-EPA) in ½-jährigen Fichtennadeln (N1) und im Auflagehumus (O) der slowenischen und kärntner Standorte und Vergleichsdaten von Hintergrundstandorten aus einer früheren Untersuchung. Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde für diese Betrachtungen nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.*

*Table 8: Medians and concentration ranges (in brackets) of polycyclic aromatic hydrocarbons (sum of 16 “priority pollutant“-PAH according to US-EPA, values in italics: without naphthalene) in ½-year old spruce needles (N1) and in the humus layer (O) from the Slovenian and Carinthian sites and comparison with data for remote sites from a previous investigation. From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.*

		Slowenien, Kärnten kursive Werte: ohne Naphthalin	Daten für österreichische Hintergrundgebiete aus einer früheren Untersuchung (ohne Naphthalin, Probenahmejahr 1993, n = 25, Weiss 1998)
N1 (n = 9)	µg/kg TS	36 (18 – 121) 19 (13 – 107)	48 (28 – 412)
O (n = 5)	µg/kg TS	114 (66 – 165) 85 (56 – 144)	210 (68 – 1342)

Ein Vergleich mit den PAH-Gehalten in 100 Grünland- und Ackeroberböden Kärntens (Amt der Kärntner Landesregierung 1999a) zeigt, dass die PAH-Gehalte in Auflagehumusproben der entlegenen Waldgebiete vorliegender Studie im oberen Drittel der Grünland- und Ackeroberbodenkonzentrationen angesiedelt sind.

Die relativen Anteile der einzelnen Substanzen am PAH-Muster unterscheiden sich zwischen den Fichtennadeln und den Auflagehumusproben. In den Fichtennadeln sind die leichteren, flüchtigeren PAH zu höheren Anteilen im Muster vertreten als im Auflagehumus (linke Hälfte der Abb. 16), während die Anteile der schwereren und stärker wasserabweisenden PAH im Auflagehumus höher sind als in den Fichtennadeln (rechte Hälfte der Abb. 16). Dieses Ergebnis entspricht jenem aus einer früheren Untersuchung und konnte mit den unterschiedlichen physiko-chemischen Eigenschaften der einzelnen Substanzen in Zusammenhang gebracht werden (Weiss 2000b). Die relativen PAH-Muster im Auflagehumus unterscheiden sich zwischen den einzelnen Standorten deutlich weniger als jene der Fichtennadeln. Auffällig beim Auflagehumus ist lediglich der vergleichsweise deutlich höhere relative Anteil an Anthracen am Standort 6 (Tab. 20 im Anhang). Die jeweiligen Musterähnlichkeiten und -unähnlichkeiten äußern sich auch in den Ergebnissen der Korrelationsanalysen zwischen den einzelnen PAH. Im Auflagehumus wurden zahlreiche straffe, Korrelationen zwischen den Einzelsubstanzen nachgewiesen (Tab. 28 im Anhang). Bei den Fichtennadeln ist besonders Naphthalin mit zahlreichen anderen PAH korreliert, bemerkenswerterweise jedoch in einem Fall – mit Phenanthren – negativ (Tab. 27 im Anhang). Die Korrelationskoeffizienten zwischen Phenanthren und vielen anderen PAH sind ebenfalls negativ. Phenanthren stellt somit einen guten Marker für individuelle Unterschiede im PAH-Muster der Fichtennadeln zwischen den einzelnen Standorten dar.

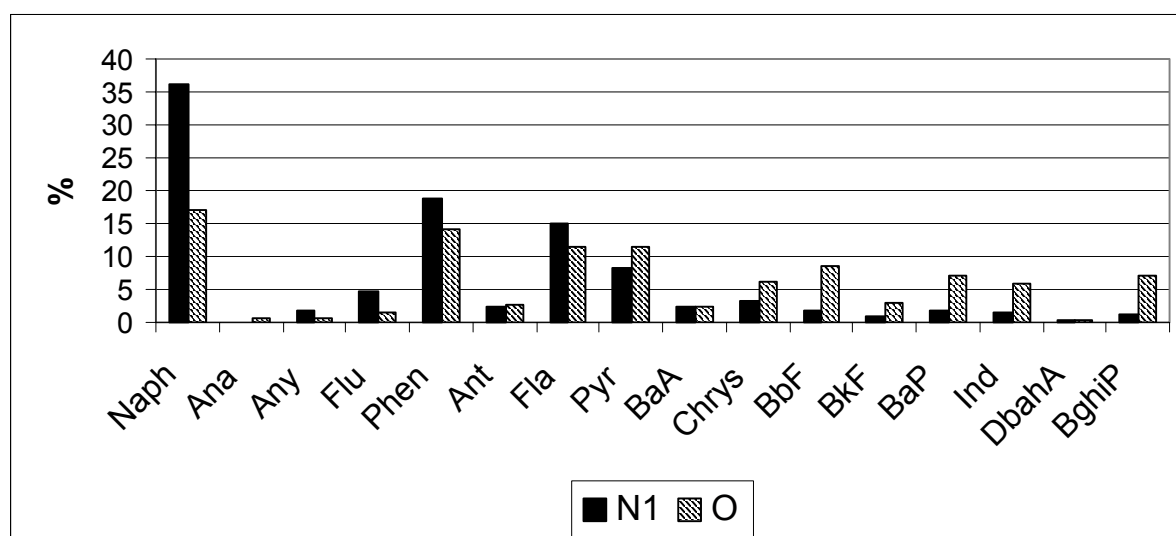


Abb. 16: Mittlere relative PAH-Muster in den ½-jährigen Fichtennadeln (N1) und im Auflagehumus (O) jener Standorte, wo beide Medien untersucht wurden. Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.

Figure 16: Mean relative PAH patterns in ½-year old spruce needles (N1) and in the humus layer (O) of sites, where both compartments were analysed. From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located in mean altitude was included.

Die räumliche Gehaltsverteilung zeigt, dass Standort 7, der bei anderen Substanzen eher bei den Auflagehumusgehalte auffällig ist, bei den PAH auch bei den Fichtennadeln die vergleichsweise höchsten Gehalte aufweist (Abb. 17). Insgesamt lässt sich aber weder ein Nord-Süd-Gradient noch ein Ost-West-Gradient anhand der nachgewiesenen PAH-Gehalte ableiten.

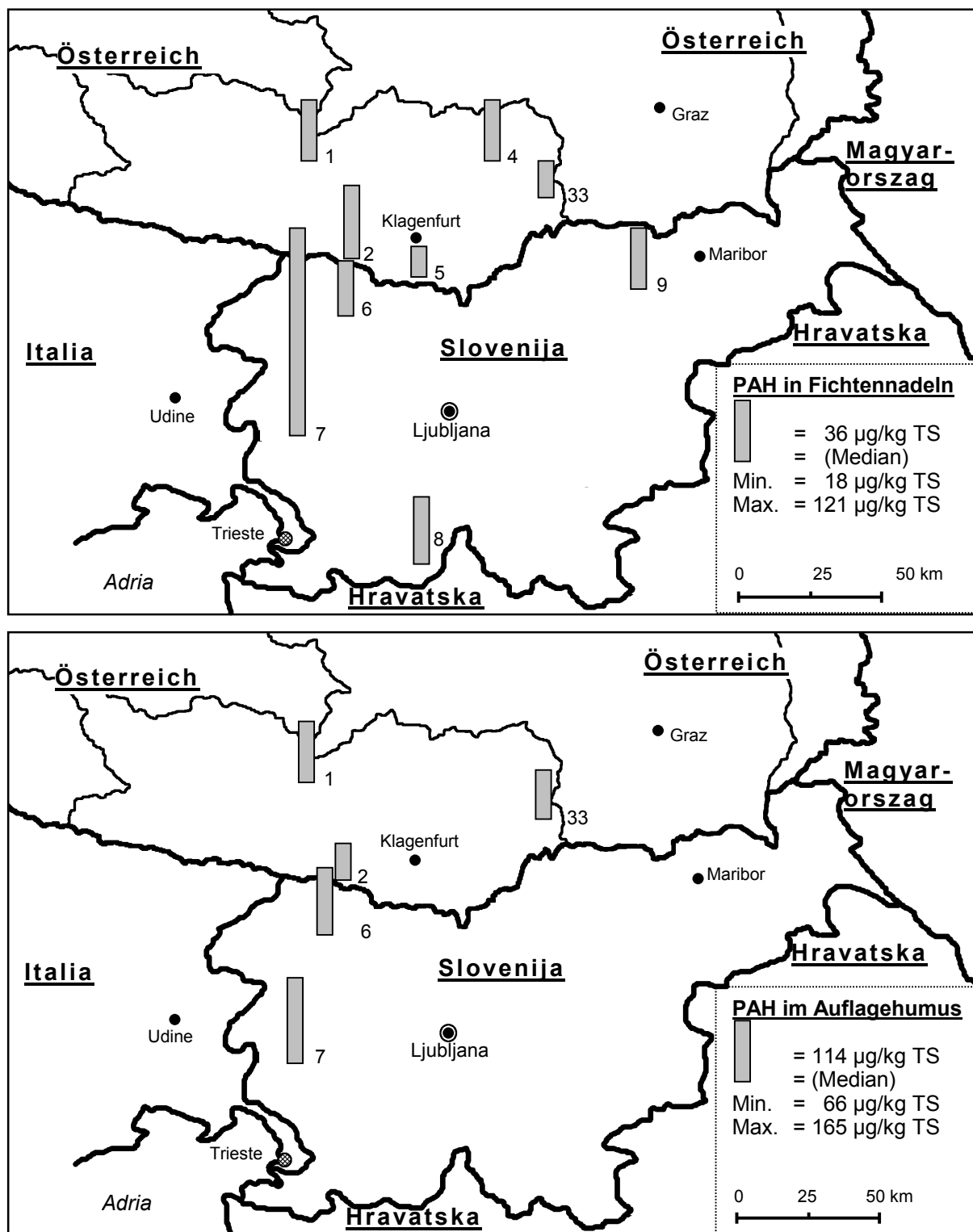


Abb. 17: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (Summe der 16 EPA-PAH) in den ½-jährigen Fichtennadeln (oben) und im Auflagehumus (unten) der Untersuchungsstandorte. Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.

Figure 17: Polycyclic aromatic hydrocarbons (sum of the 16 EPA-PAH) in ½-year old spruce needles (at the top) and in the humus layer (at the bottom) of the investigated sites. From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.

### 3.10 Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW), Trichloressigsäure (TCA)

Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe und Trichloressigsäure wurden lediglich in den Fichtennadeln analysiert. Sowohl die Trichlormethan- (TCM-) als auch die Trichloressigsäuregehalte (TCA-Gehalte) im 1. Nadeljahrgang sind in einer ähnlichen Größenordnung zu jenen einer früheren Untersuchung (Tab. 9). Mit 7,4 µg TCM/kg FS und 3,6 µg TCA/kg FS waren die Nadelgehalte des Standorts 4 der aktuellen Untersuchung geringer als im Jahr 1995 (10,8 µg TCM/kg FS, 6,9 µg TCA/kg FS). Viel deutlichere Belastungsabnahmen während dieses Zeitraums werden für die anderen untersuchten halogenierten Kohlenwasserstoffe vermutet (1,1,1-Trichlorethan, Tetrachlorkohlenstoff, Trichlorethylen und Perchlorethylen). In der vorliegenden Studie lagen diese Substanzen durchwegs unter der Nachweisgrenze von 0,2 µg/kg FS, während für das Jahr 1995 vielfach höhere Gehalte (generell und auch für den Standort 4) nachgewiesen wurden (Weiss 2000a). Mit Ausnahme von Trichlorethylen waren alle diese Substanzen auch bereits im Jahr 1996 in Fichtennadeln emittentennaher Standorte in geringeren Konzentrationen enthalten (Weiss et al. 2001). Die relevanten gesetzlichen Maßnahmen (Anwendungsverbote und -einschränkungen für diese Substanzen) traten vorwiegend im Jahr 1995 in Kraft, somit entsprechen die geringeren Gehalte in der vorliegenden Untersuchung durchaus den Erwartungen.

Wie bereits in den beiden zitierten früheren Untersuchungen wurde wiederum eine statistisch signifikante Abnahme der TCM-Gehalte mit Zunahme der TCA-Gehalte festgestellt (Abb. 18). Somit verdichten sich die Hinweise, dass es zwischen diesen Substanzen einen generellen Zusammenhang gibt, wenngleich eine straffe Korrelation besonders in räumlich begrenzten Untersuchungsgebieten, aber deutlich weniger straff bei Standortskollektiven auftritt, die einen großen Raum umfassen – wie etwa in der vorliegenden Untersuchung. Unterschiede im Belastungsmix sowie nadelinterne Prozesse werden als Ursache dieser negativen Korrelation vermutet.

*Tab. 9: Mediane und Konzentrationsbereiche (in Klammer) von flüchtigen halogenierten Kohlenwasserstoffen und Trichloressigsäure (TCA) in ½-jährigen Fichtennadeln der slowenischen und kärntner Standorte und Vergleichsdaten von Hintergrundstandorten aus einer früheren Untersuchung. Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde für diese Betrachtungen nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.*

*Table 9: Medians and concentration ranges (in brackets) of volatile halogenated hydrocarbons and trichloroacetic acid (TCA) in ½-year old spruce needles from the Slovenian and Carinthian sites and comparison with data for remote sites from a previous investigation. From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.*

		Slowenien, Kärnten (n = 13)	Daten für österreichische Hintergrundgebiete aus einer früheren Untersuchung (Probenahmejahr 1995, n = 25, Weiss 2000a)
Trichlormethan	µg/kg FS	8,9 (6,5 – 12,0)	8,5 (2,7 – 16,5)
1,1,1-Trichlorethan	µg/kg FS	(<0,2)	0,6 (<0,2 – 1,1)
Tetrachlorkohlenstoff	µg/kg FS	(<0,2)	0,6 (0,2 – 1,9)
Trichlorethylen	µg/kg FS	(<0,2)	0,9 (<0,3 – 1,8)
Perchlorethylen	µg/kg FS	(<0,2)	3,9 (<2,3 – 8,6)
Tribrommethan	µg/kg FS	(<0,2)	(<0,4)
Dibromchloromethan	µg/kg FS	(<0,2)	(<0,2)
TCA	µg/kg FS	3,3 (<0,2 – 19,4)	7,9 (<0,5 – 23,3)

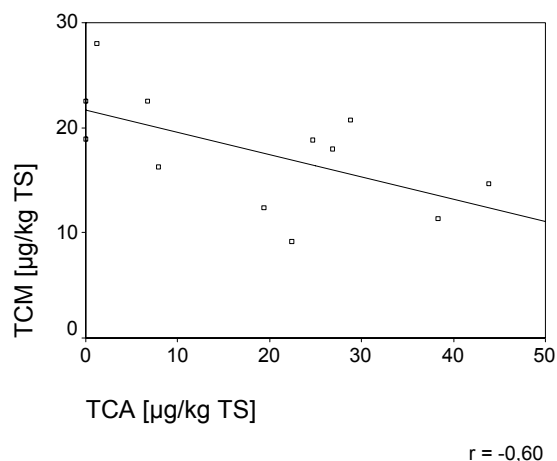


Abb. 18: Signifikante Korrelation zwischen TCM und TCA in den ½-jährigen Fichtennadeln.

Figure 18: Significant correlation between TCM and TCA in the ½-year old spruce needles.

Während bei TCM die standörtlichen Unterschiede in den Gehalten nicht sehr ausgeprägt sind (Abb. 19), wurden bei TCA große Unterschiede zwischen den Gehalten der einzelnen Standorte festgestellt. Auffällig höhere Gehalte wurden besonders für den Standort 5, aber auch für die Standorte 7 und 33 nachgewiesen (Abb. 20). Bei beiden Schadstoffen lässt sich jedoch kein Belastungsunterschied zwischen den slowenischen und kärntner Standorten ableiten.

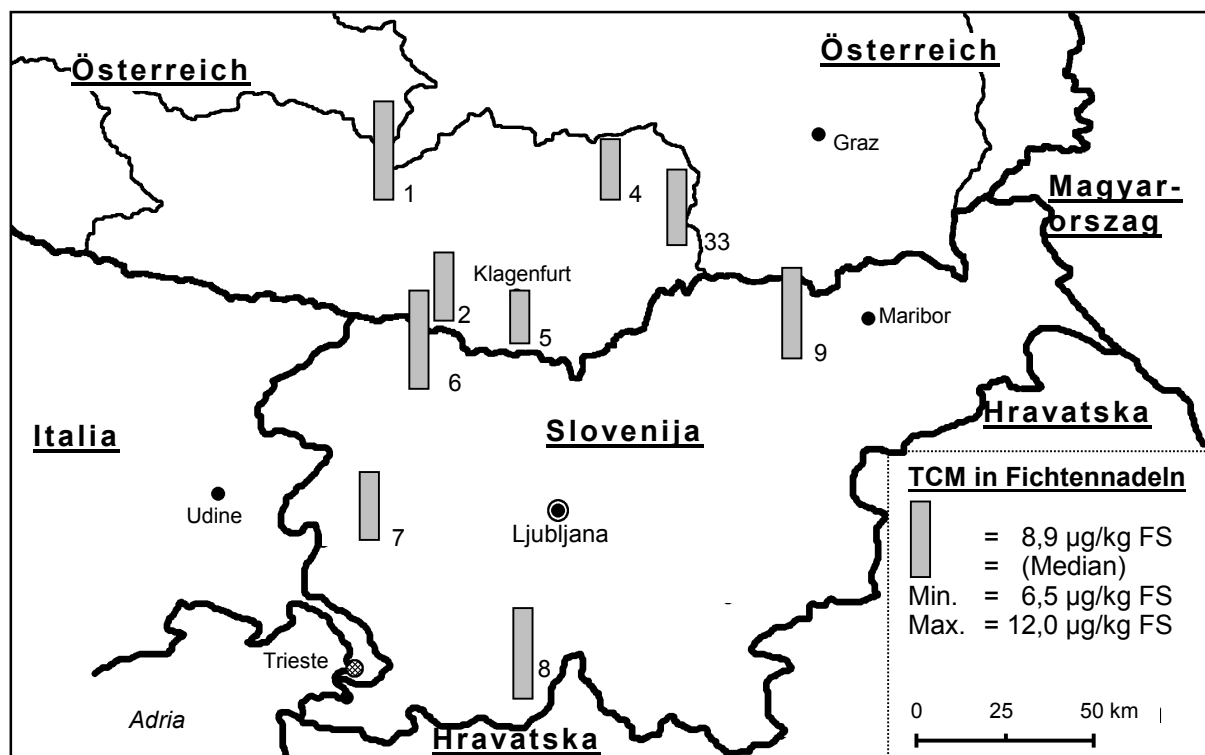


Abb. 19: Chloroform (TCM) in den ½-jährigen Fichtennadeln der Untersuchungsstandorte. Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.

Figure 19: Chloroform (TCM) in ½-year old spruce needles of the investigated sites. From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.

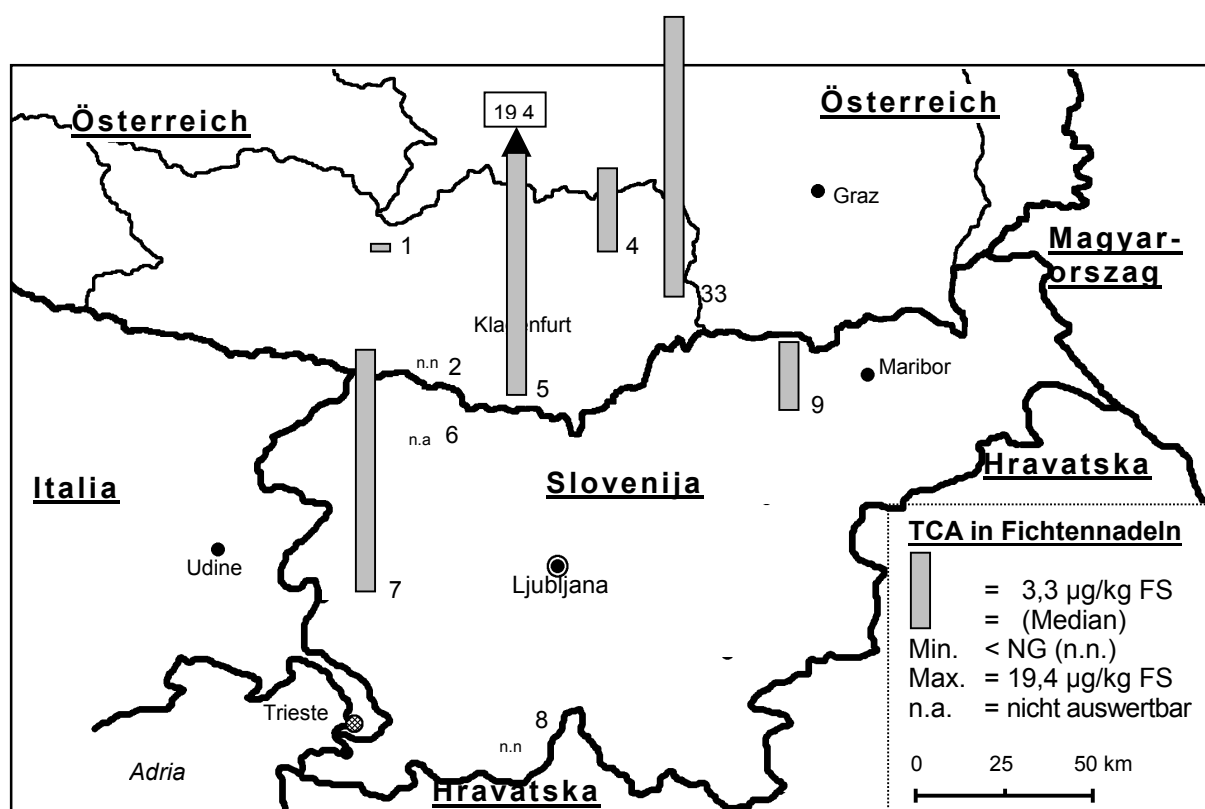


Abb. 20: Trichloressigsäure (TCA) in den ½-jährigen Fichtennadeln der Untersuchungsstandorte. Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.

Figure 20: Trichloroacetic acid (TCA) in ½-year old spruce needles of the investigated sites. From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.

### 3.11 Nitrophenole

Die Ergebnisse der Nitrophenolanalysen in den Nadeln der vorliegenden Untersuchung unterscheiden sich zu jenen einer früheren Untersuchung. An einzelnen Standorten und Nadeljahrgängen (1/N1, 4/N1, 5/N1, 8/N1, 35/N1, 35/N2) konnten einzelne Nitrophenole aufgrund einer überlagernden Störsubstanz im Chromatogramm nicht ausgewertet werden, sodass für diese Standorte auch keine Nitrophenolsummengehalte vorliegen (Tab. 22 im Anhang). Als diese Störsubstanz konnte mittels weiterführender Analysen 4-Hydroxyacetophenon eindeutig identifiziert werden, wobei sich die Gehalte im Gramm-pro-Kilogramm-Bereich bewegen dürften. Diese Substanz ist als fungitoxisch wirkender Inhaltsstoff von Fichtennadeln bereits in der Fachliteratur beschrieben, dient möglicherweise einer Abwehr gegenüber einem Befall durch Pathogene und wird nachgewiesenermaßen auch durch Umwandlungen von Picein aufgrund von Einfrieren und Auftauen der Nadeln gebildet (Osswald et al. 1987, Osswald und Benz 1989, Osswald et al. 1994). Möglicherweise kam es im Zuge der Probenaufarbeitung zu einer verstärkten Bildung dieser Substanz, und zwar nach der Probenlagerung bei -80 °C, zwischen der Entnadelung in flüssigem Stickstoff und den weiteren Schritten im chemischen Aufschlussverfahren. In früheren Studien wurde dies trotz gleicher analytischer Verfahren jedoch nicht beobachtet. Bemerkenswert ist auch, dass nur einzelne Standorte von diesem Phänomen betroffen waren, dann jedoch – sofern beprobt – beide Nadeljahrgänge.

Bei jenen fünf Standorten bei denen alle Nitrophenole ausgewertet werden konnten, liegt die Summe der Nitrophenole in einer vergleichbaren Höhe wie die Gehalte aus einer früheren Unter-

suchung von Hintergrundstandorten mit Probenahmejahr 1995 (Tab. 10). Die vier im Süden Österreichs gelegenen Standorte wiesen damals im 1. Nadeljahrgang Nitrophenolsummengehalte zwischen 38 und 86 µg/kg FS auf, was dem Gehaltsbereich der vorliegenden Untersuchung für die slowenischen und kärntner Standorte entspricht. An emittenten-, v.a. verkehrsnahen Standorten, wurden deutlich höhere Nitrophenolgehalte nachgewiesen (Weiss et al. 2001).

Allerdings gibt es zwischen den Ergebnissen der vorliegenden Studie und jenen der früheren Studie einen weiteren erheblichen Unterschied und der betrifft das Muster. Tab. 10 enthält neben den Summengehalten auch die 2,4-DNP-Gehalte, da dieses Nitrophenol in allen Proben bestimmt werden konnte. Es ist ersichtlich, dass die Gehalte dieses Nitrophenols in der vorliegenden Studie um einen Faktor 10 höher sind als in Fichtennadeln früherer Studien. Hervorzuheben ist dieses Ergebnis, da 2,4-DNP um etwa einen Faktor 10 pflanzentoxischer ist als etwa 2-NP und 4-NP (Meyberg et al. 1988). Ab 20 bis 200 ppb werden nach Shea et al. (1983) physiologische Wirkungen in Pflanzen durch 2,4-DNP nachweisbar. Die 2,4-DNP-Fichtennadelgehalte der vorliegenden Untersuchung liegen teilweise in diesem Konzentrationsbereich. Den 2,4-DNP-Konzentrationen entsprechend ist das relative Nitrophenolmuster in jenen Nadeln der vorliegenden Studie, wo alle Nitrophenole auswertbar waren, durch einen deutlich höheren 2,4-DNP und deutlich kleinere 2-NP- und 4-NP-Anteile charakterisiert (Abb. 21). Diese Unterschiede, die mehrfach und durch unterschiedliche analytische Verfahren abgesichert wurden, lassen auf unterschiedliche Ursachen und Einflüsse auf die Nitrophenolnadelgehalte zwischen den einzelnen Untersuchungen schließen. Bemerkenswert ist, dass der hohe 2,4-DNP-Anteil des Nitrophenolmusters in den Fichtennadeln der vorliegenden Untersuchung besser zu Nitrophenol-Regenmustern passt als das Muster von Fichtennadeln früherer Untersuchungen (vgl. Herterich und Herrmann 1990, Schleyer et al. 1996, Sattelberger et al. 1998). Die Fichtennadeln für die vorliegende Studie wurden – im Unterschied zu den anderen Untersuchungen – in einer Periode intensiven, langanhaltenden Regens geworben, was somit als eine eventuelle Ursache für die voneinander abweichenden Ergebnisse bei den Nitrophenolmustern vermutet wird.

*Tab. 10: Mediane und Konzentrationsbereiche (in Klammer) von Nitrophenolen (für die Summe aller 16 analysierten Nitrophenole und für 2,4-Dinitrophenol) in ½-jährigen Fichtennadeln der slowenischen und kärntner Standorte und Vergleichsdaten von Hintergrundstandorten aus einer früheren Untersuchung. Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde für diese Betrachtungen nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.*

*Table 10: Medians and concentration ranges (in brackets) of nitrophenols (sum of all 16 analysed nitrophenols and 2,4-dinitrophenol) in ½-year old spruce needles from the Slovenian and Carinthian sites and comparison with data for remote sites from a previous investigation. From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.*

		Slowenien, Kärnten	Daten für österreichische Hintergrundgebiete aus einer früheren Untersuchung (Probenahmejahr 1995, n = 25, Weiss 2000a)
Sum NP (n = 5)	µg/kg FS	71 (34 – 97)	61 (4 – 160)
2,4-DNP (n = 13)	µg/kg FS	25 (13 – 42)	2,1 (<1,0 – 3,5)

Zwischen einzelnen Nitrophenolen wurden signifikant positive Korrelationen nachgewiesen (Tab. 41 im Anhang). Wie bereits in einer früheren Studie (Weiss 2000a) korreliert 2,4-DNP mit keinem der anderen Nitrophenole.

Da etliche Nitrophenole nicht ausgewertet werden konnten, wird 2,4-DNP zur räumlichen Darstellung der Belastungsunterschiede zwischen den Standorten herangezogen. Die Standorte 6, 7 und 8 in Slowenien weisen die vergleichsweise höheren Gehalte dieses Nitrophenols in den Nadeln auf (Abb. 22). Die Standorte in Slowenien weisen signifikant höhere 2,4-DNP-Konzentrationen als jene in Kärnten auf, womit diese Substanz eine der wenigen mit signifikanten Gehaltsunterschieden zwischen Slowenien und Kärnten darstellt. Da 2,4-DNP nicht



mit anderen Nitrophenolen korreliert ist, ist dieses Ergebnis jedoch isoliert zu betrachten und kann nicht als repräsentativ für die Gesamtnitrophenolbelastung herangezogen werden.

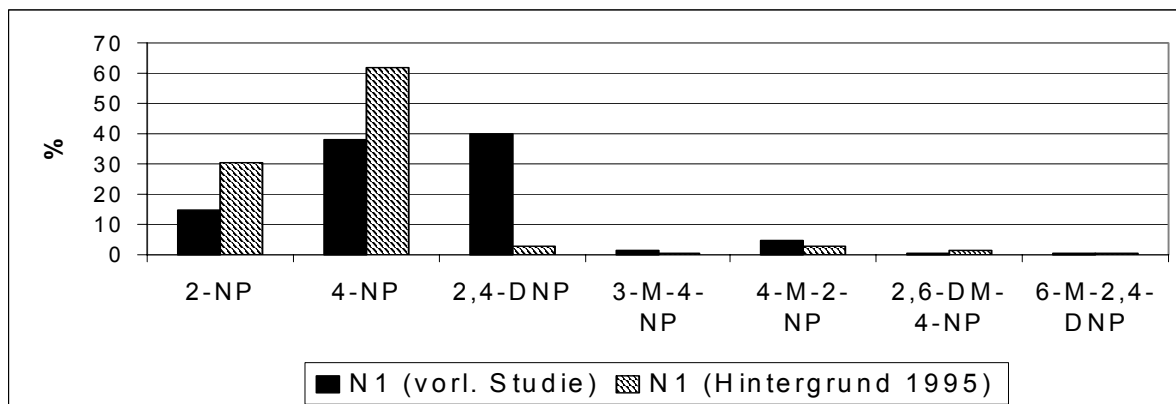


Abb. 21: Mittlere relative Nitrophenolmuster in den ½-jährigen Fichtennadeln (N1) der vorliegenden Studie und einer früheren Untersuchung (Weiss 2000a). Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.

Figure 21: Mean relative nitrophenol patterns in ½-year old spruce needles (N1) of the present investigation (“vorl.Studie”) and in ½-year old spruce needles of a previous investigation (“Hintergrund 1995”, Weiss 2000a). From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located in mean altitude was included.

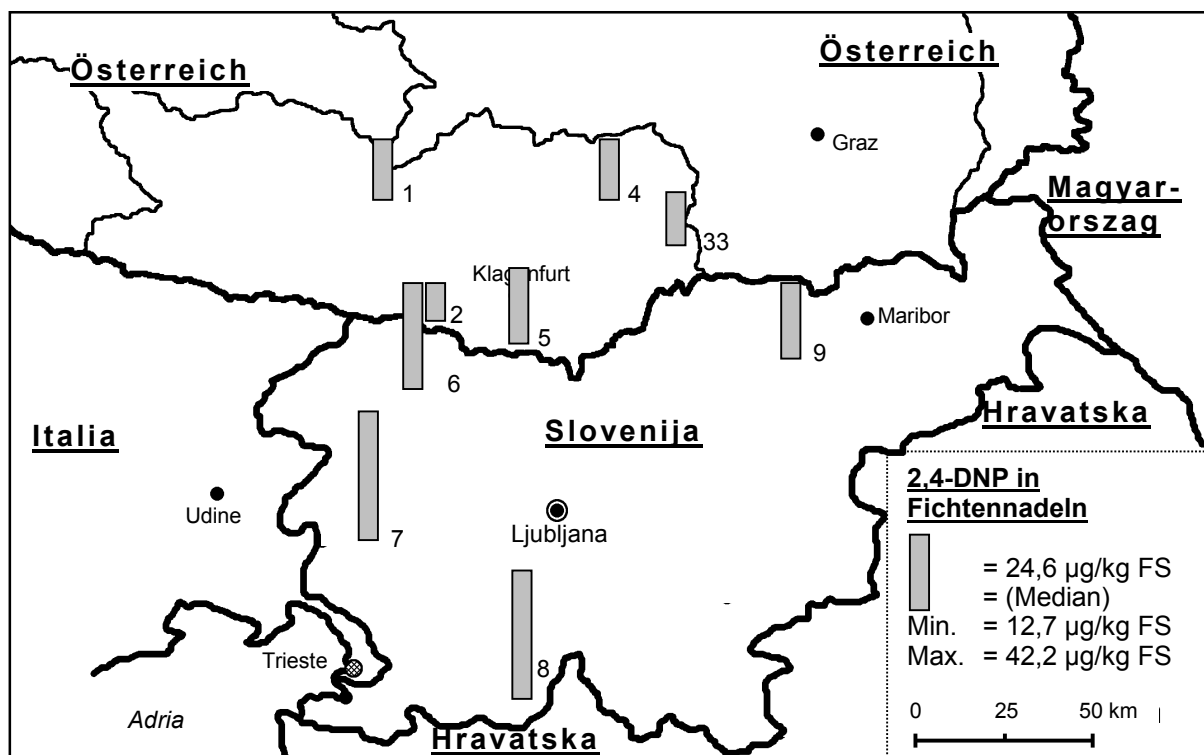


Abb. 22: 2,4-Dinitrophenol (2,4-DNP) in den ½-jährigen Fichtennadeln der Untersuchungsstandorte. Vom Höhenprofil Koralpe (Kap. 3.12) wurde nur der in mittlerer Seehöhe liegende Standort 33 herangezogen.

Figure 22: 2,4-Dinitrophenol (2,4-DNP) in ½-year old spruce needles of the investigated sites. From the sites of the altitude profile Koralpe (chapter 3.12) only site 33 located at mean altitude was included.

### 3.12 Ergebnisse für das Höhenprofil Koralpe

In der vorliegenden Studie wurde wiederum ein Höhenprofil untersucht, und zwar an der Koralpe. An fünf Standorten in unterschiedlicher Höhenlage wurde der 1. Nadeljahrgang, am höchsten, mittleren und tiefsten Standort zusätzlich auch der 2. Nadeljahrgang und der Auflagehumus analysiert. Untersuchungen des Amtes der Kärntner Landesregierung (1999b) zeigten, dass in der Region Unterkärnten bei Schwefel grenzüberschreitende Luftverunreinigungen aus weiträumigem Luftschadstofftransport auftreten.

In einer früheren Untersuchung wurde festgestellt, dass der höchst gelegene Standort eines Höhenprofils in Achenkirch bei fast allen persistenten organischen Schadstoffen höhere Konzentrationen im Auflagehumus und in Fichtennadeln aufwies (Weiss et al. 1998).

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie bestätigen diese früheren Ergebnisse für die meisten Substanzen (v.a. Chlorpestizide) sehr deutlich, während vereinzelt (bei den PCDD/F, PCB und PAH) die Ergebnisse nicht so eindeutig sind. Bei HCB, HCH, DDX, Aldrin, Dieldrin, cis-Chlordan weist der höchstgelegene Standort jeweils die vergleichsweise höheren Schadstoffgehalte auf, wobei teilweise auch deutliche Anstiege der Gehalte mit der Seehöhe festgestellt wurden (Abb. 30, Abb. 32, Abb. 34). Bei den anderen Schadstoffen wurden für einzelne Medien höhere Gehalte am höchstgelegenen Standort nachgewiesen, z.B. bei den PCDD/F in den Nadeln (nur bei den Absolutgehalten, Abb. 23), bei den sechs häufig analysierten PCB in den Nadeln und im Auflagehumus sowie bei den TE-PCB im Auflagehumus (Abb. 26) und bei den PAH im Auflagehumus (Abb. 35).

Bemerkenswert ist das – wie bereits in Achenkirch festgestellte – „Einknicken“ des Gehaltsverlaufs aufgrund geringerer Gehalte in mittlerer Höhenlage. Es betrifft dies die Auflagehumusgehalte bei den PCDD/F und PCB sowie bei den Nadeln die PAH-Gehalte (Abb. 23, Abb. 26, Abb. 35). Es wird vermutet, dass hier unterschiedliche und/oder sich überlagernde Ursachen der Schadstoffgehalte für dieses Ergebnis verantwortlich sind. So könnte an den tiefer gelegenen Standorten ein Einfluss von Emissionen im Talbereich eine Rolle spielen, während an den hochgelegenen Standorten die bereits erwähnten Eigenschaften hochgelegener Standorte für höhere Gehalte verantwortlich sein könnten. Die Analysen der Schadstoffmuster unterstützen eine solche Annahme: Die PAH-Muster der Fichtennadeln einzelner Standorte des Höhenprofils unterscheiden sich deutlich. Im Auflagehumus nimmt das Verhältnis der PAH mit weniger Ringen zu den weniger flüchtigen, schwereren PAH mit der Höhe und damit mit Abnahme der Temperatur ab (Abb. 36, Abb. 37). Da aufgrund der physikochemischen Eigenschaften und klimatischen Rahmenbedingungen das Gegenteil zu erwarten gewesen wäre, werden hier unterschiedliche Ursachen der Belastung bzw. unterschiedliche Einflussfaktoren für die Belastung vermutet. Eine ähnliche Annahme legt das Verhältnis p,p-DDT/p,p-DDE im Auflagehumus nahe, das – gleich wie in Achenkirch (Weiss et al. 1998) – am höchstgelegenen Standort des Koralpenhöhenprofils deutlich höher ist als an den tiefergelegenen Standorten (Abb. 33), was für jüngere Anwendungen (jedoch in weit entfernten Regionen) als Ursache der Belastung spricht (Atlas und Giam 1988, Iwata et al. 1993, Tremolada et al. 1993). Auch das HCH-Muster im Auflagehumus unterscheidet sich bei einzelnen Standorten, so wurde  $\alpha$ -HCH im Auflagehumus des mittleren Standorts nicht nachgewiesen (Abb. 31). Bei den PCB treten im Unterschied zu diesen Substanzen keine auffälligen Musterunterschiede in den einzelnen Höhenstufen auf (Abb. 27, Abb. 28). Die Verhältnisse PCDD zu PCDF und hochchlorierte PCDD/F zu niedrigchlorierte PCDD/F nehmen in allen drei untersuchten Medien tendenziell mit der Höhe ab (Abb. 24, Abb. 25). Aufgrund des PCDD/F-Verteilungsmusters und der unterschiedlichen temperaturbedingten Akkumulationseigenschaften einzelner PCDD/F-Kongenerer entspricht ein solches Ergebnis den Erwartungen.

Bei den aliphatischen Kohlenwasserstoffen Chloroform und Trichloressigsäure sowie bei den Nitrophenolen kann eine höhere Belastung am höher gelegenen Standorten nicht abgeleitet werden (Abb. 38, Abb. 39; bei den Nitrophenolen ist jedoch anzumerken, dass einige Sub-

stanzen in den Nadeln des höher gelegenen Standorts nicht ausgewertet werden konnten, siehe Kap. 3.11 und Tab. 22 im Anhang). Dieses Ergebnis entspricht Erfahrungen aus früheren Untersuchungen, wonach bei CKW kein Höhengradient abgeleitet werden konnte und bei den Nitrophenolen höhere Gehalte (aufgrund vermutetem Inversionseinfluss) in mittleren Höhenlagen von Höhenprofilen beobachtet wurden (Weiss 2000a, Weiss et al. 2001). Damit ist anzunehmen, dass sich diese beiden Gruppen von flüchtigeren Schadstoffen in ihrer Belastung entlang von Höhengradienten anders verhalten als die anderen in der vorliegenden Studie untersuchten und weniger flüchtigen organischen Schadstoffe.

Bei den meisten Substanzen weist der 2. Nadeljahrgang – aufgrund der aus der Literatur bekannten Anreicherung der Schadstoffe mit dem Nadelalter und der langfristigen Dauer einer Gleichgewichtseinstellung mit der Umgebungsluft (Umlauf et al. 1994) – erwartungsgemäß höhere Nadelgehalte als der jüngere 1. Nadeljahrgang auf (Abb. 23, Abb. 26, Abb. 29, Abb. 30, Abb. 32, Abb. 38, Abb. 39). An einzelnen Standorten und bei einzelnen Schadstoffen wurden aber auch geringere Nadelgehalte im älteren Nadeljahrgang beobachtet, bei den sechs häufig analysierten PCB (Abb. 26), bei HCB (Abb. 30), bei den PAH (Abb. 35) und bei der TCA (Abb. 38). Zumeist sind die Konzentrationsunterschiede zwischen den Gehalten im 1. und im 2. Nadeljahrgang jedoch nicht sehr ausgeprägt.

Insgesamt beurteilt stellen die Ergebnisse für das Höhenprofil Koralpe einen weiteren Hinweis dar, wonach höhergelegene Standorte durch eine vergleichsweise höhere Befruchtung mit einer Reihe von organischen Schadstoffen betroffen sind. Neben organischen Schadstoffen konnte dies durch andere Untersuchungen für Schwermetalle festgestellt werden (Mutsch 1998, Zechmeister 1995, Weiss 1998). Diese Ergebnisse verdeutlichen die unvoreilhaftigen Voraussetzungen hochgelegener, alpiner Gebiete für den Schadstoffeintrag bzw. die -belastung aufgrund von höheren Niederschlägen, höherer Trockendeposition durch höhere Windgeschwindigkeiten, Prallhangeffekten gegenüber weiträumig verfrachteten Schadstoffen und – bei den organischen Schadstoffen zusätzlich – Temperaturabnahmen mit der Höhe („Kältefalle“). Anhand der unterschiedlichen Schadstoffmuster, der Gehaltsverläufe in den einzelnen Höhenstufen und anhand der Unterschiede zwischen den Nadeln- und Auflagehumuskonzentrationsverläufen ergibt sich ein zeitlich, räumlich, schadstoff- und mediumbezogenes komplexes Belastungsbild entlang des Höhenprofils Koralpe (Anmerkung: die Nadeln werden durch die Umgebungsluft, der Auflagehumus durch den langfristigen Gesamteintrag befrachtet). Neben den erwähnten Einflussfaktoren der Seehöhe auf die Gehalte und dem Eintrag aus Ferntransport dürften bei einzelnen Schadstoffen auch zusätzliche überlagernde Einflüsse aufgrund von spezifischen (aktuellen bzw. früheren) Emissionen im Talbereich an den Ergebnissen talnaher Standorte beteiligt sein. Dies ist etwa für die PAH-Gehalte in den Nadeln und die PCDD/F- und PCB-Gehalte im Auflagehumus zu vermuten, bei den Chlorpestiziden jedoch aufgrund des Werteverlaufs entlang des Höhenprofils und auch den rechtlichen Bestimmungen in Österreich auszuschließen.

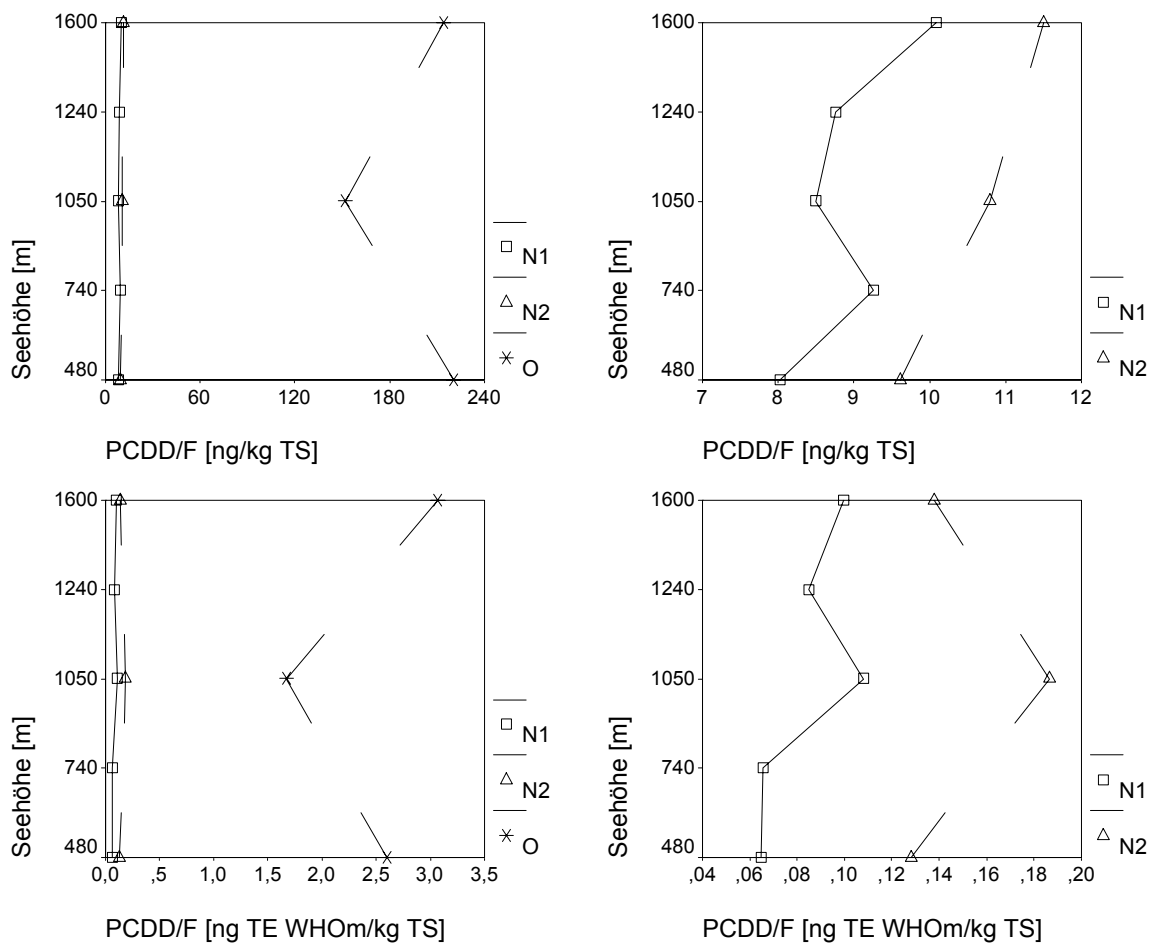


Abb. 23: Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane in ½-jährigen (N1) und 1½-jährigen Fichtennadeln (N2) sowie im Auflagehumus (O) entlang des Höhenprofils Koralpe.

Figure 23: Polychlorinated dibenzodioxins and -furans in ½-year old (N1) and 1½-year old spruce needles (N2) and in the humus layer (O) of the altitude profile Koralpe.

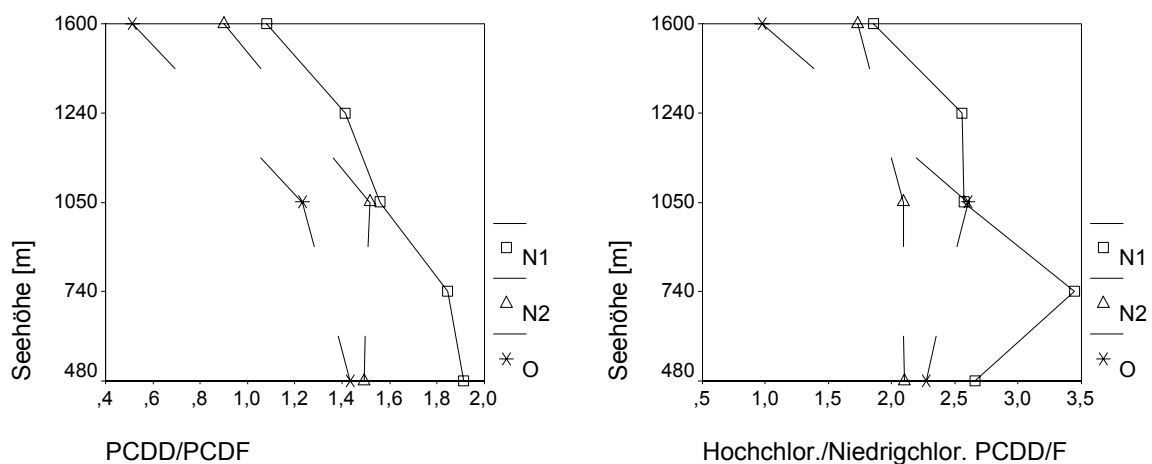


Abb. 24: Verhältnis PCDD zu PCDF und hochchlorierte PCDD/F zu niedrigchlorierte PCDD/F in ½-jährigen (N1) und 1½-jährigen Fichtennadeln (N2) sowie im Auflagehumus (O) entlang des Höhenprofils Koralpe.

Figure 24: PCDD/PCDF ratio and "highly chlorinated PCDD/F"/"low chlorinated PCDD/F" ratio in ½-year old (N1) and 1½-year old spruce needles (N2) and in the humus layer (O) of the altitude profile Koralpe.

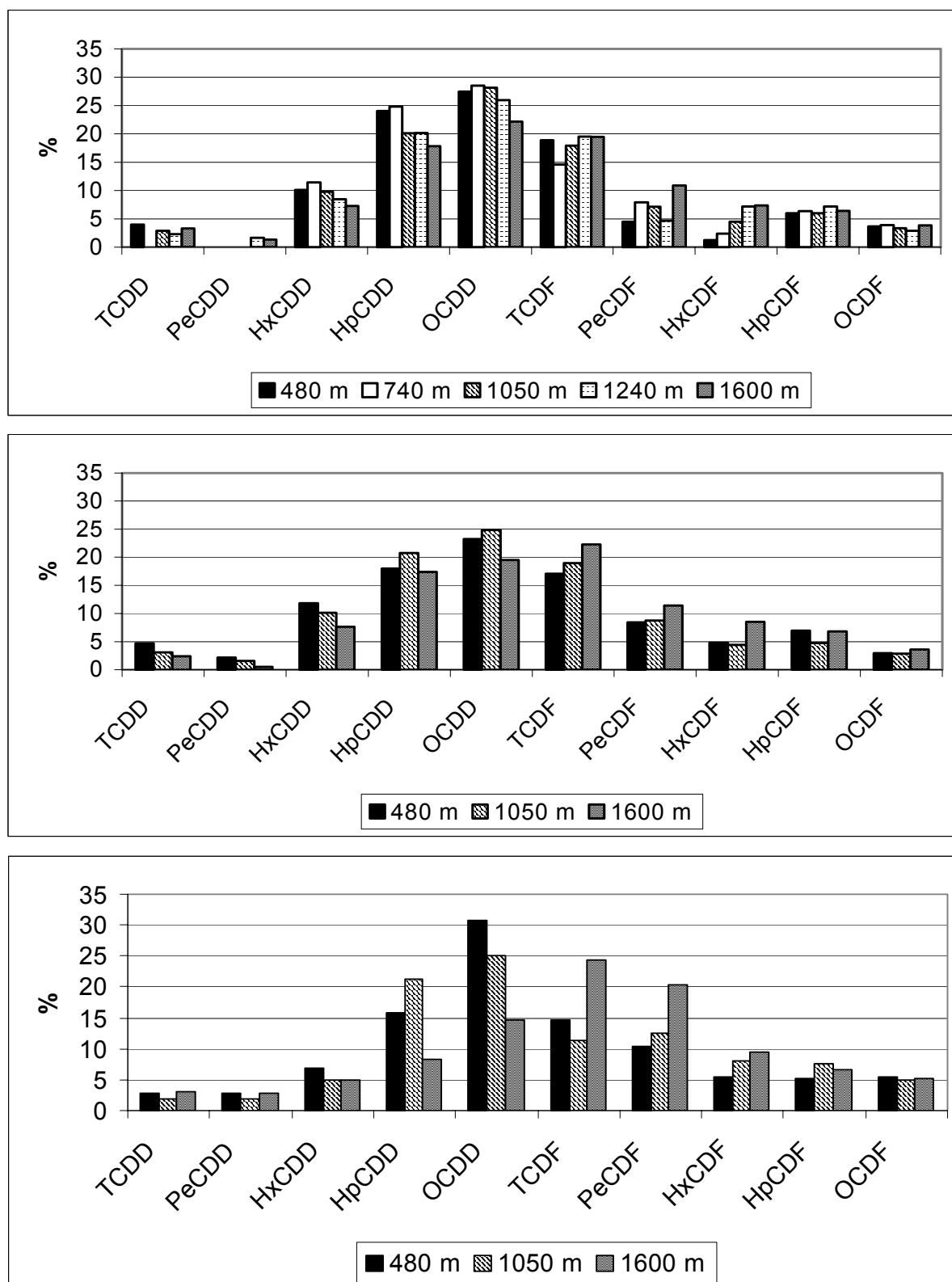


Abb. 25: Relatives PCDD/F-Homologenmuster in 1/2-jährigen Fichtennadeln (oben), in 1 1/2-jährigen Fichtennadeln (mitte) und im Auflagehumus (unten) entlang des Höhenprofils Koralmpe.

Figure 25: Relative PCDD/F homologue profiles in 1/2-year old spruce needles (at the top), in 1 1/2-year old spruce needles (middle) and in the humus layer (at the bottom) of the altitude profile Koralmpe.

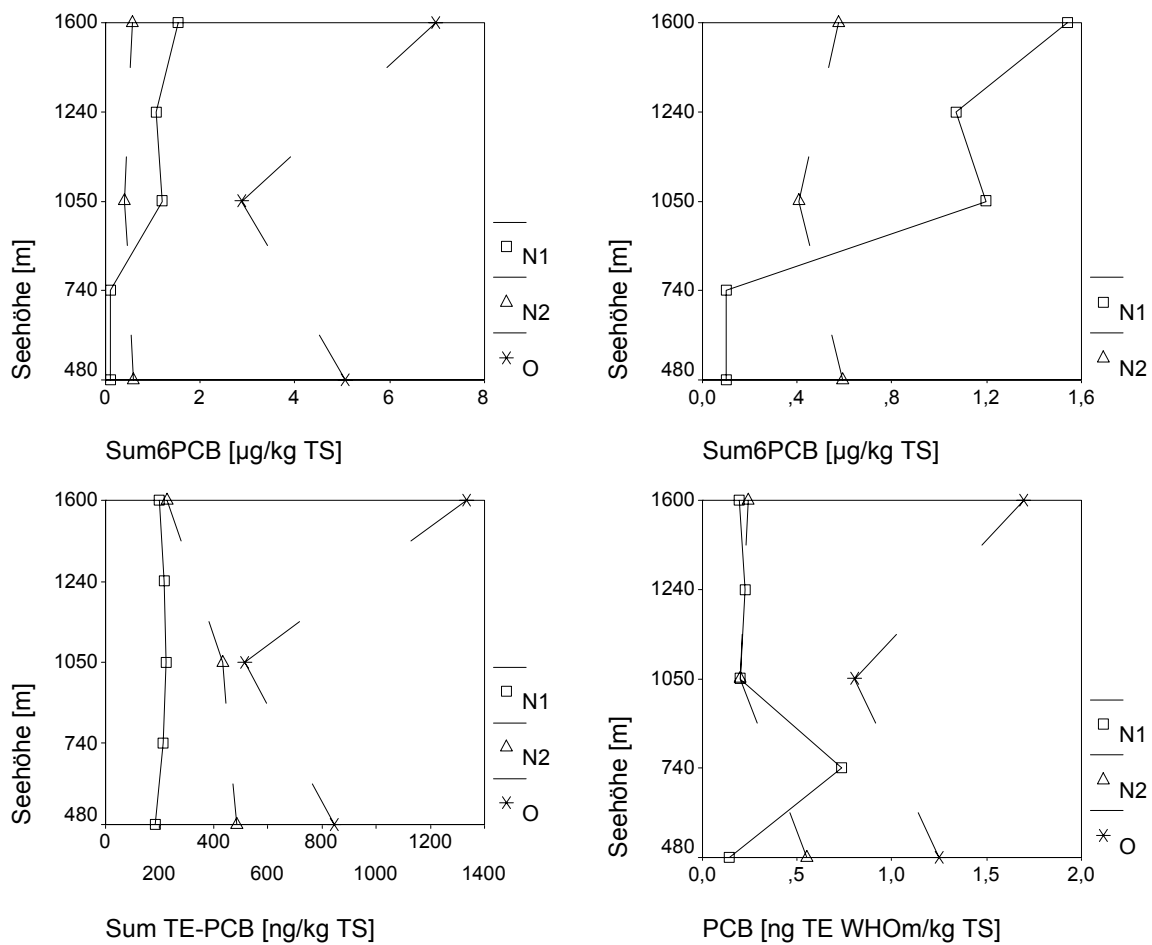


Abb. 26: Polychlorierte Biphenyle in 1/2-jährigen (N1) und 1 1/2-jährigen Fichtennadeln (N2) sowie im Auflagehumus (O) entlang des Höhenprofils Koralpe.

Figure 26: Polychlorinated biphenyls in 1/2-year old (N1) and 1 1/2-year old spruce needles (N2) and in the humus layer (O) of the altitude profile Koralpe.

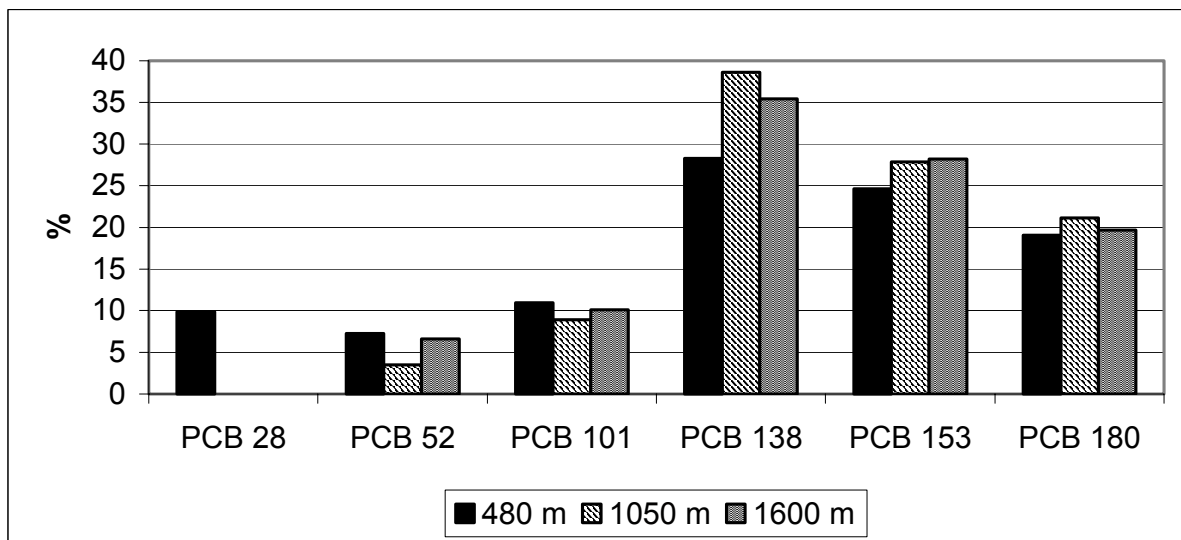


Abb. 27: Relatives PCB-Muster im Auflagehumus entlang des Höhenprofils Koralpe.

Figure 27: Relative PCB pattern in the humus layer of the altitude profile Koralpe.

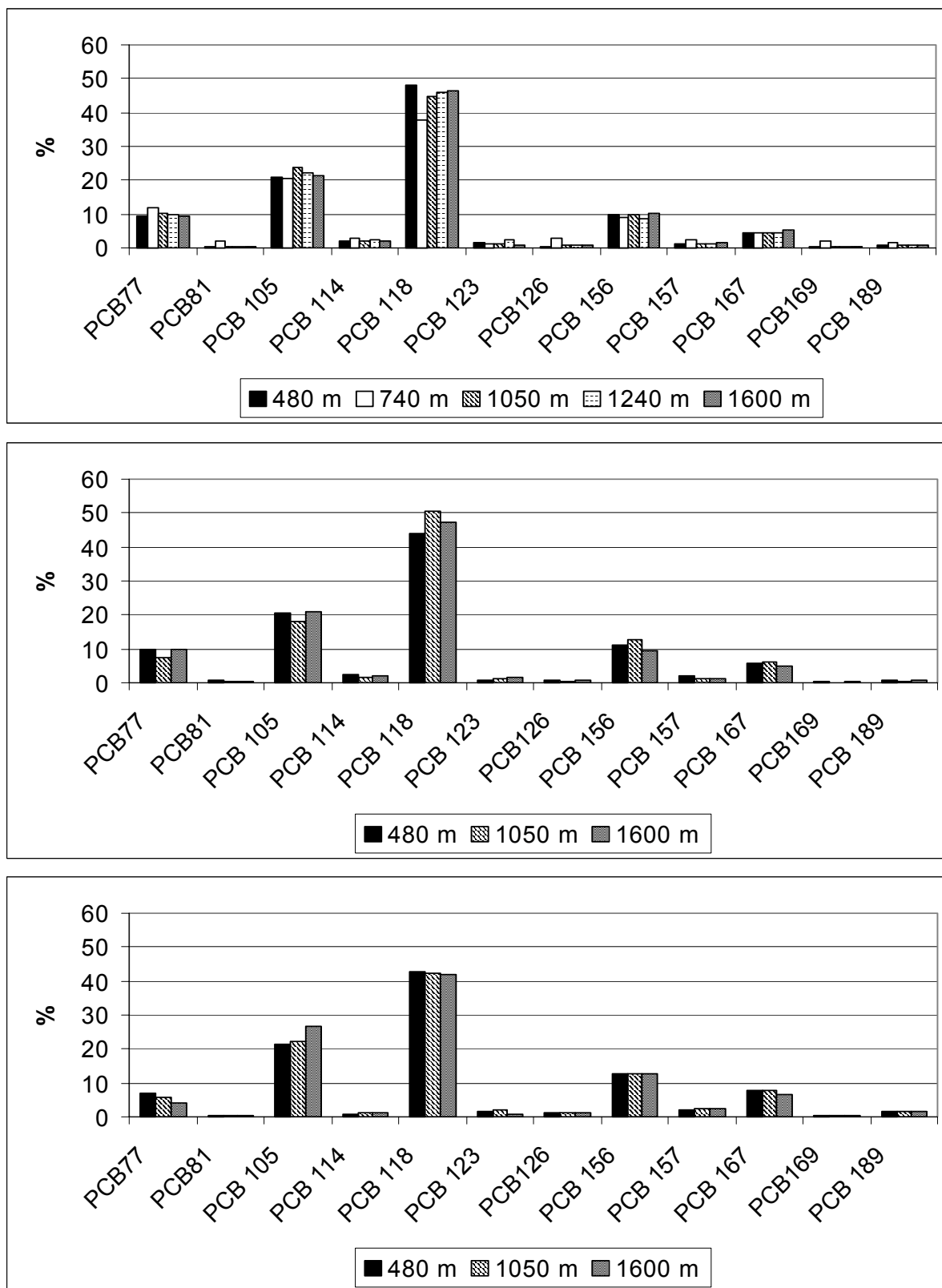


Abb. 28: Relatives Muster der TE-PCB in ½-jährigen Fichtennadeln (oben), in 1½-jährigen Fichtennadeln (mitte) und im Auflagehumus (unten) entlang des Höhenprofils Koralpe.

Figure 28: Relative pattern of the TE-PCB in ½-year old spruce needles (at the top), in 1½-year old spruce needles (middle) and in the humus layer (at the bottom) of the altitude profile Koralpe.

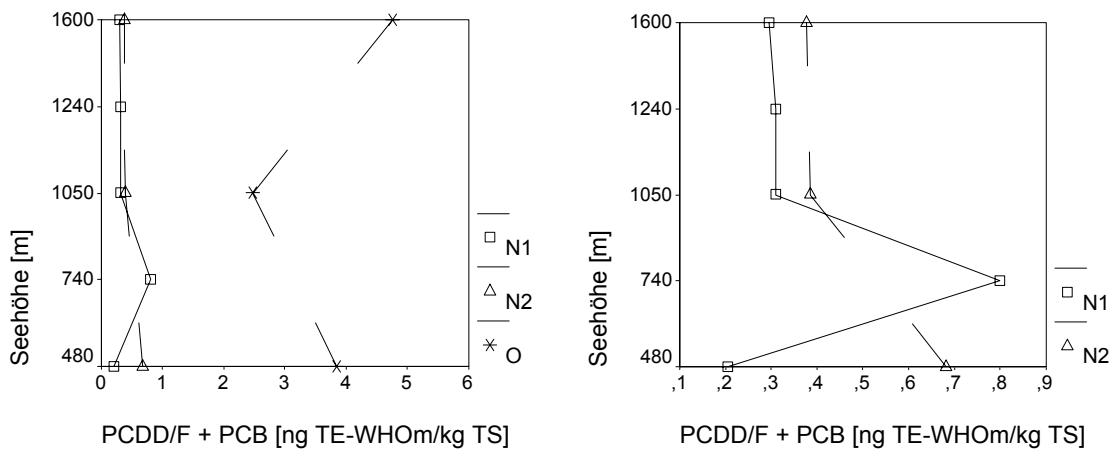


Abb. 29: Toxizitätsäquivalentgehalte der PCDD/F und PCB in ½-jährigen (N1) und 1½-jährigen Fichtennadeln (N2) sowie im Auflagehumus (O) entlang des Höhenprofils Koralpe.

Figure 29: Toxic equivalent concentrations of PCDD/F and PCB in ½-year old (N1) and 1½-year old spruce needles (N2) and in the humus layer (O) of the altitude profile Koralpe.

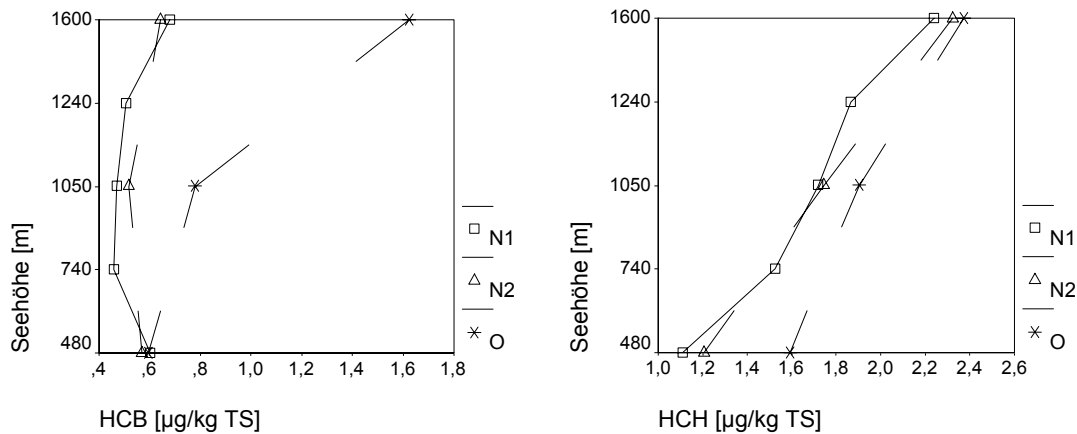


Abb. 30: Hexachlorobenzol (links) und Hexachlorcyclohexane (rechts) in ½-jährigen (N1) und 1½-jährigen Fichtennadeln (N2) sowie im Auflagehumus (O) entlang des Höhenprofils Koralpe.

Figure 30: Hexachlorobenzene (left) and hexachlorocyclohexans (HCH) in ½-year old (N1) and 1½-year old spruce needles (N2) and in the humus layer (O) of the altitude profile Koralpe.

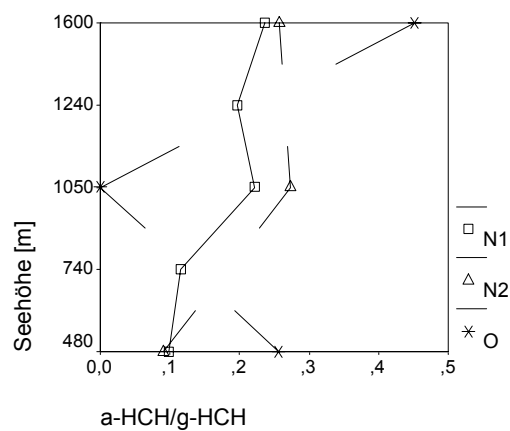


Abb. 31: Verhältnis  $\alpha$ -HCH zu  $\gamma$ -HCH in ½-jährigen (N1) und 1½-jährigen Fichtennadeln (N2) sowie im Auflagehumus (O) entlang des Höhenprofils Koralpe.

Figure 31:  $\alpha$ -HCH/ $\gamma$ -HCH ratio in ½-year old (N1) and 1½-year old spruce needles (N2) and in the humus layer (O) of the altitude profile Koralpe.



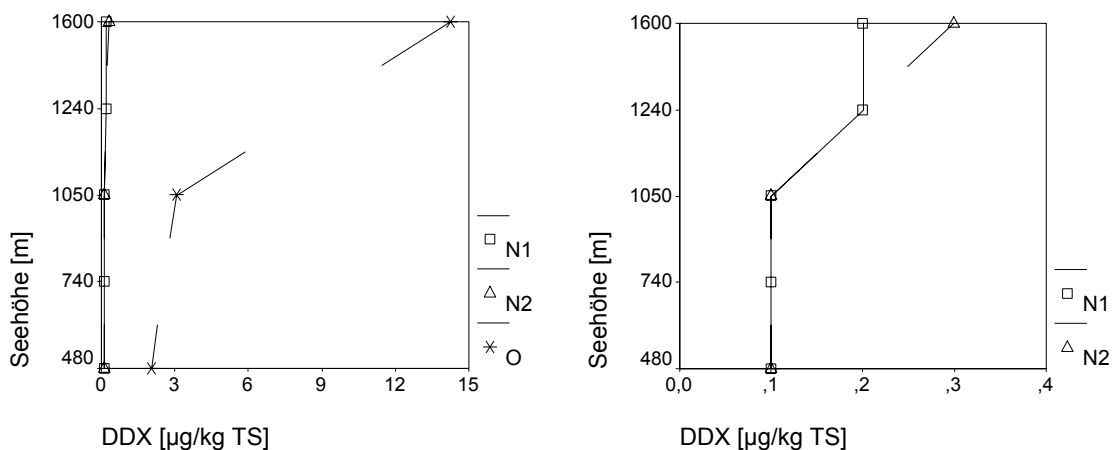


Abb. 32: DDT und Metaboliten in ½-jährigen (N1) und 1½-jährigen Fichtennadeln (N2) sowie im Auflagehumus (O) entlang des Höhenprofils Koralpe

Figure 32: DDT and metabolites in ½-year old (N1) and 1½-year old spruce needles (N2) and in the humus layer (O) of the altitude profile Koralpe.

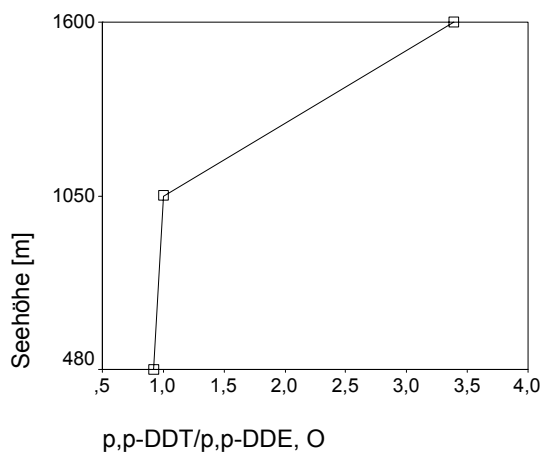


Abb. 33: Verhältnis p,p-DDT zu p,p-DDE im Auflagehumus (O) entlang des Höhenprofils Koralpe.

Figure 33: p,p-DDT/p,p-DDE ratio in the humus layer (O) of the altitude profile Koralpe.

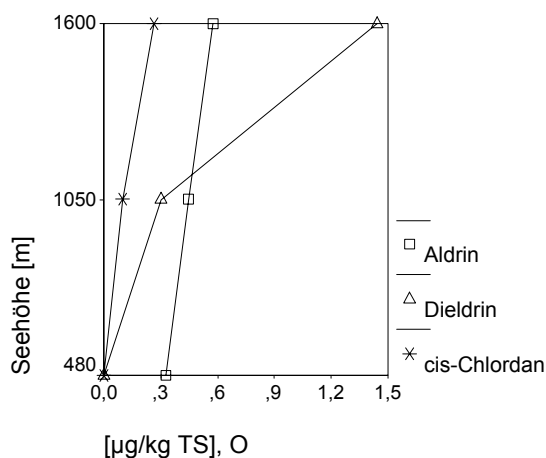


Abb. 34: Aldrin, Dieldrin und cis-Chlordan im Auflagehumus (O) entlang des Höhenprofils Koralpe.

Figure 34: Aldrin, dieldrin and cis-chlordane in the humus layer (O) of the altitude profile Koralpe.

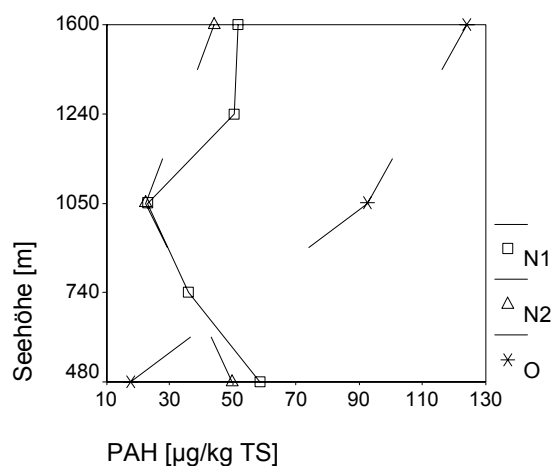


Abb. 35: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in ½-jährigen (N1) und 1½-jährigen Fichtennadeln (N2) sowie im Auflagehumus (O) entlang des Höhenprofils Koralpe.

Figure 35: Polycyclic aromatic hydrocarbons in ½-year old (N1) and 1½-year old spruce needles (N2) and in the humus layer (O) of the altitude profile Koralpe.

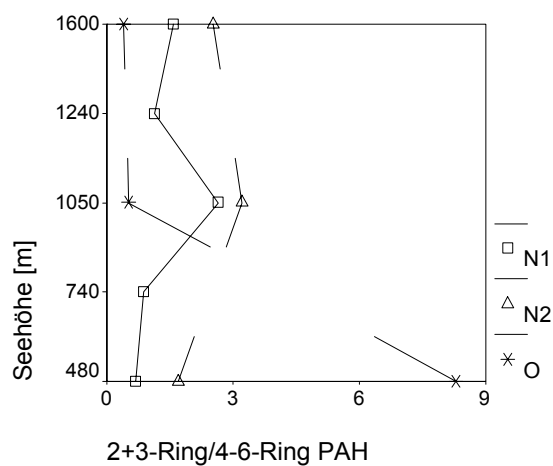


Abb. 36: Verhältnis 2 + 3-Ring PAH zu 4 – 6-Ring PAH in ½-jährigen (N1) und 1½-jährigen Fichtennadeln (N2) sowie im Auflagehumus (O) entlang des Höhenprofils Koralpe.

Figure 36: "2 + 3-ring PAH"/"4 – 6-ring PAH" ratio in ½-year old (N1) and 1½-year old spruce needles (N2) and in the humus layer (O) of the altitude profile Koralpe.

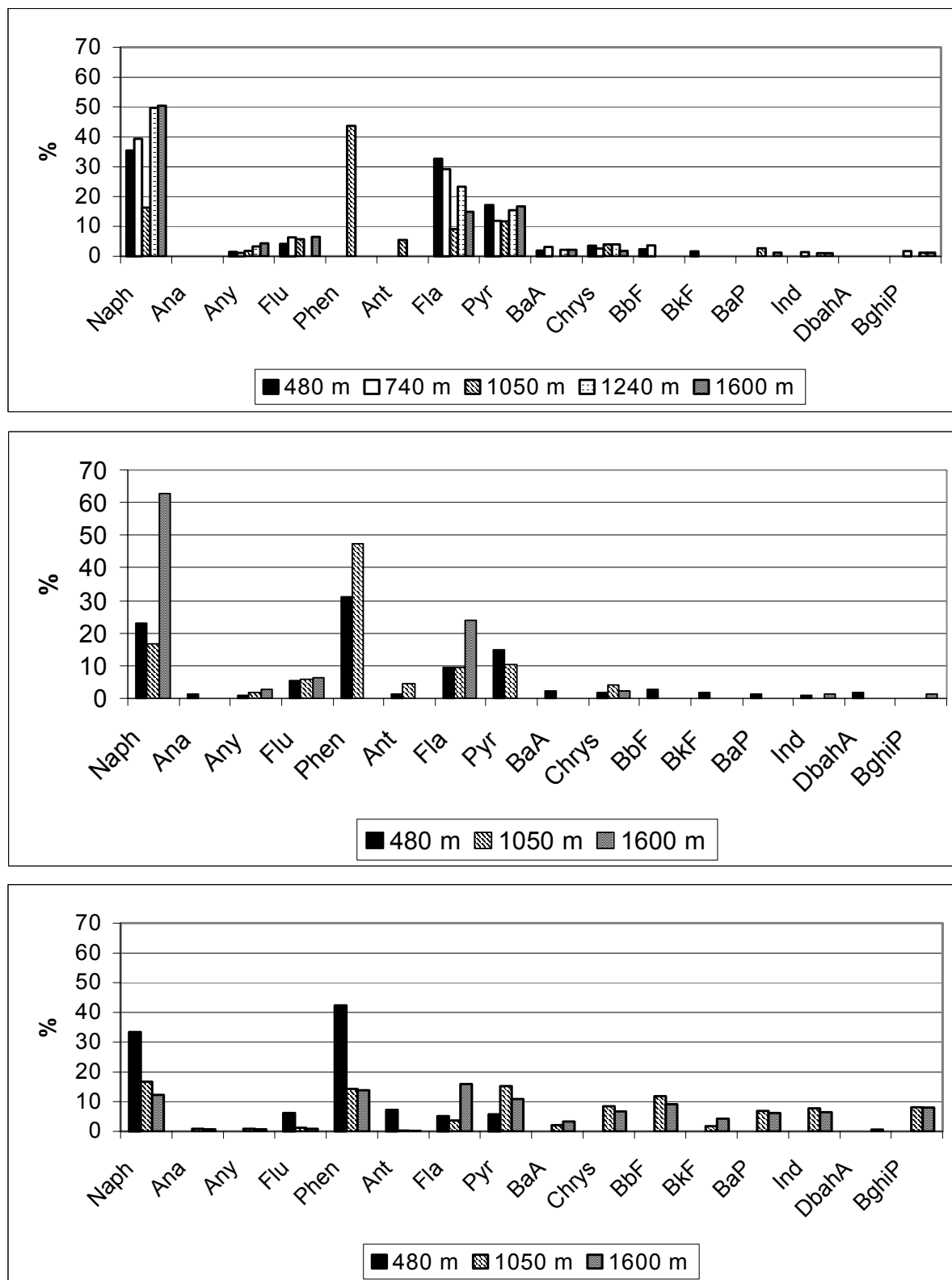


Abb. 37: Relatives PAH-Muster in 1/2-jährigen Fichtennadeln (oben), in 1 1/2-jährigen Fichtennadeln (mitte) und im Auflagehumus (unten) entlang des Höhenprofils Koralpe.

Figure 37: Relative PAH pattern in 1/2-year old spruce needles (at the top), in 1 1/2-year old spruce needles (middle) and in the humus layer (at the bottom) of the altitude profile Koralpe.

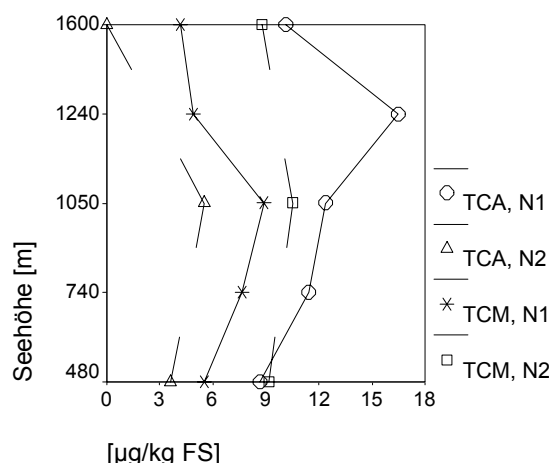


Abb. 38: Chloroform (TCM) und Trichloressigsäure (TCA) in ½-jährigen (N1) und 1½-jährigen Fichtennadeln (N2) entlang des Höhenprofils Korralpe.

Figure 38: Chloroform (TCM) and trichloroacetic acid (TCA) in ½-year old (N1) and 1½-year old spruce needles (N2) of the altitude profile Korralpe.

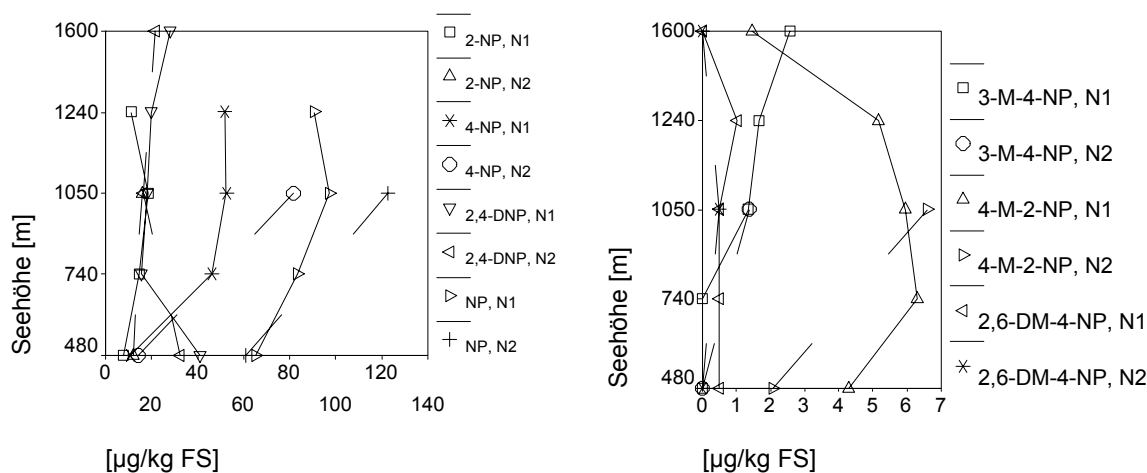


Abb. 39: Nitrophenole in ½-jährigen (N1) und 1½-jährigen Fichtennadeln (N2) entlang des Höhenprofils Korralpe.

Figure 39: Nitrophenols in ½-year old (N1) and 1½-year old spruce needles (N2) of the altitude profile Korralpe.

### 3.13 Zusammenhänge zwischen den einzelnen Parametern

Im vorliegenden Kapitel werden Korrelationen zwischen den Schadstoffen, die nicht einer Schadstoffgruppe angehören, dargestellt. Wie bereits in einer früheren Untersuchung wurden zahlreiche signifikant positive Korrelationen, v.a. bei den Auflagehumusgehalten, nachgewiesen (Tab. 29 bis Tab. 43 in Kap. 6.2 im Anhang). Nachfolgend sind die vergleichsweise ausgeprägteren mittels Scatterplots dargestellt.

Bei den Fichtennadeln korrelieren nur einzelne Substanzen. Auffällig bei den Nadeln ist etwa, dass bei den PCB nahezu ausschließlich PCB114 mit PCDD/F und zwar mit höherchlorierten PCDD korreliert ist (Abb. 40, Tab. 29 im Anhang). In ähnlicher Weise ist bei den PCDD/F in den Nadeln nur die Homologengruppe der TCDF mit einer Reihe von Pestiziden korreliert, z.B. mit HCB (Abb. 40, Tab. 31 im Anhang). Eher lose, signifikante Korrelationen

wurden zwischen einzelnen Chlorpestiziden sowie zwischen Nitrophenolen und TCA in den Fichtennadeln nachgewiesen (Abb. 41, Abb. 42). Das 100-Nadelgewicht und der Gehalt kutikulärer Lipide in den Nadeln, die näherungsweise als Indikatoren für die Schadstoffanreicherungseigenschaften der Nadeln herangezogen werden (Weiss 1998), korrelieren mit keinem der untersuchten Schadstoffe, sodass vorrangig andere Ursachen für die festgestellten Nadelkonzentrationsunterschiede in Betracht zu ziehen sind (z.B. Unterschiede in der Umgebungsluftbelastung).

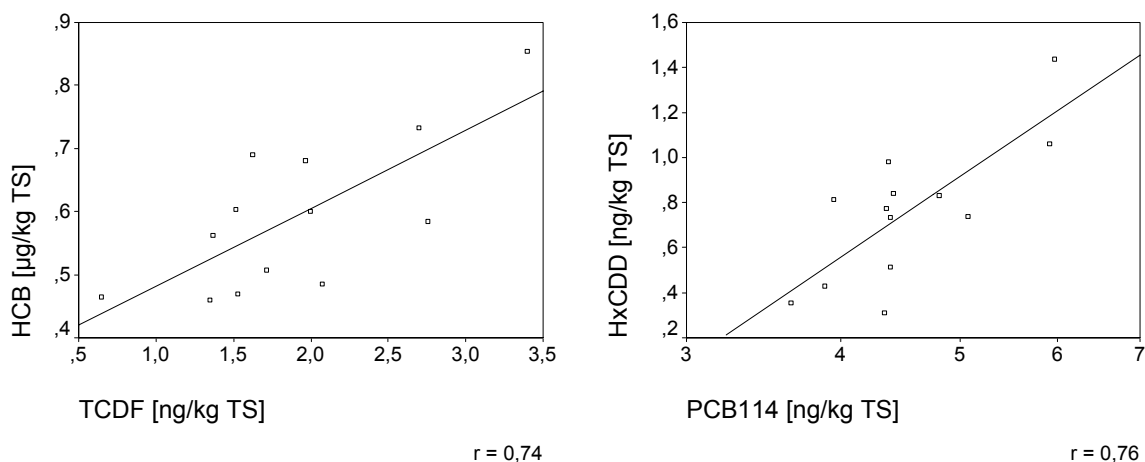


Abb. 40: Signifikante Korrelationen zwischen TCDF bzw. HxCDD und HCB bzw. PCB114 in den ½-jährigen Fichtennadeln.

Figure 40: Significant correlation between TCDF and HCB and between HxCDD and PCB114 in ½-year old spruce needles.

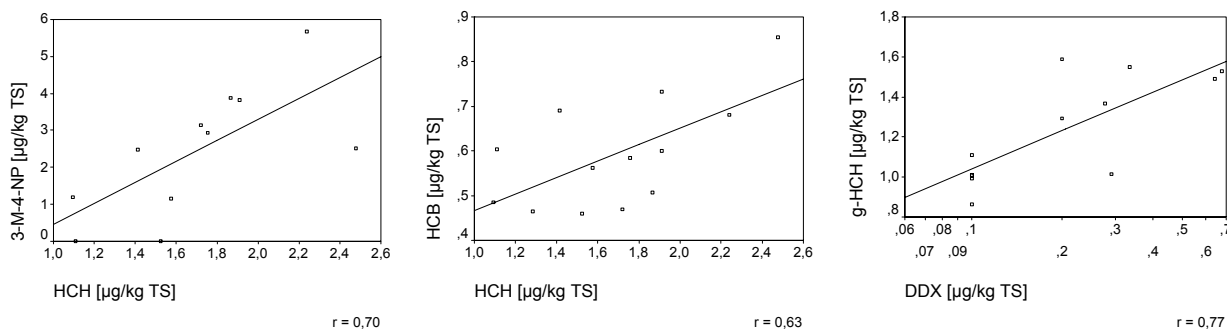


Abb. 41: Signifikante Korrelationen zwischen HCH bzw. γ-HCH und 3-M-4-NP, HCB bzw. DDX in den ½-jährigen Fichtennadeln.

Figure 41: Significant correlation between HCH, γ-HCH and 3-M-4-NP, HCB, DDX in ½-year old spruce needles.

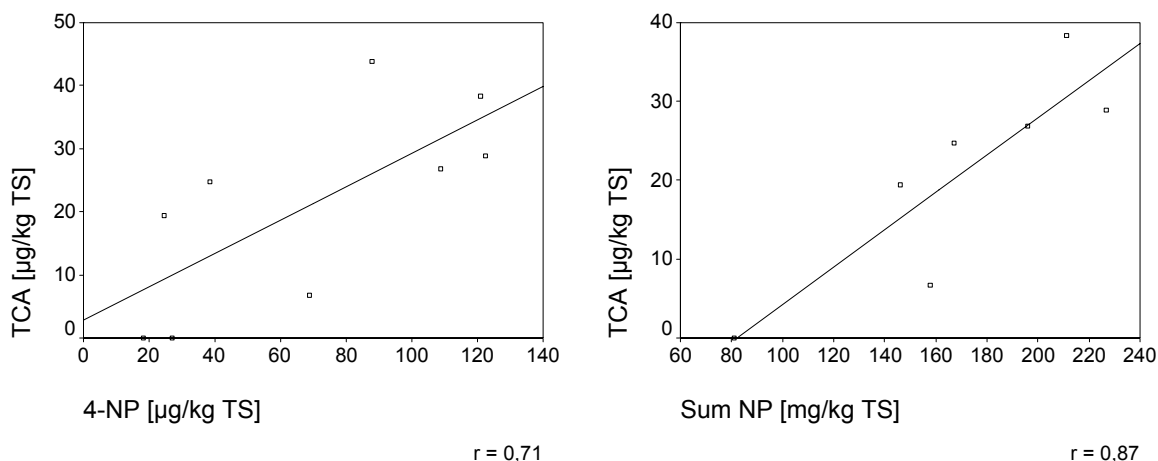


Abb. 42: Signifikante Korrelationen zwischen TCA und 4-NP sowie der Summe der Nitrophenole in den ½-jährigen Fichtennadeln.

Figure 42: Significant correlation between TCA and 4-NP and TCA and the sum of nitrophenols in ½-year old spruce needles.

Die Masse an Auflagehumus ist mit den Gehalten einzelner Schadstoffe korreliert. Bemerkenswert ist, dass dies in erster Linie die Lindan- bzw. DDT-Abbauprodukte  $\alpha$ -HCH und p,p-DDE betrifft (Abb. 43). Die unterschiedliche Masse an Auflagehumus könnte mit standörtlichen Unterschieden in der Abbau- und somit Metabolisierungszeit korreliert sein, und so diese festgestellten statistischen Korrelationen erklären. Zu beachten ist jedoch, dass diese Korrelationen maßgeblich durch die Ergebnisse für Standort 1 (hohe Masse und gleichzeitig hohe Gehalte dieser Substanzen) geprägt sind, bei dessen Entfernen die festgestellten Korrelationen mit  $\alpha$ -HCH, p,p-DDE und auch Naphthalin das Signifikanzniveau von  $p < 0,05$  überschreiten. Weitere signifikante Korrelationen mit der Masse an Auflagehumus konnten abgesichert werden, wenn Standort 7 mit vergleichsweise höheren Konzentrationen im Auflagehumus aus dem Datensatz entfernt wird. Einzelne PCDD/F und PCB, und in Folge die Gesamttoxizitätsäquivalenzkonzentration (Abb. 43), korrelieren dann signifikant mit der Masse an Auflagehumus. Es wäre daher denkbar, dass festgestellte Konzentrationsunterschiede bei einzelnen PCDD/F und PCB auch aufgrund der unterschiedlichen standörtlichen Massen an Auflagehumus bzw. deren Ursachen beeinflusst sind. Die vergleichsweise höheren Auflagehumusgehalte des Standorts 7 können dadurch jedoch nicht erklärt werden.

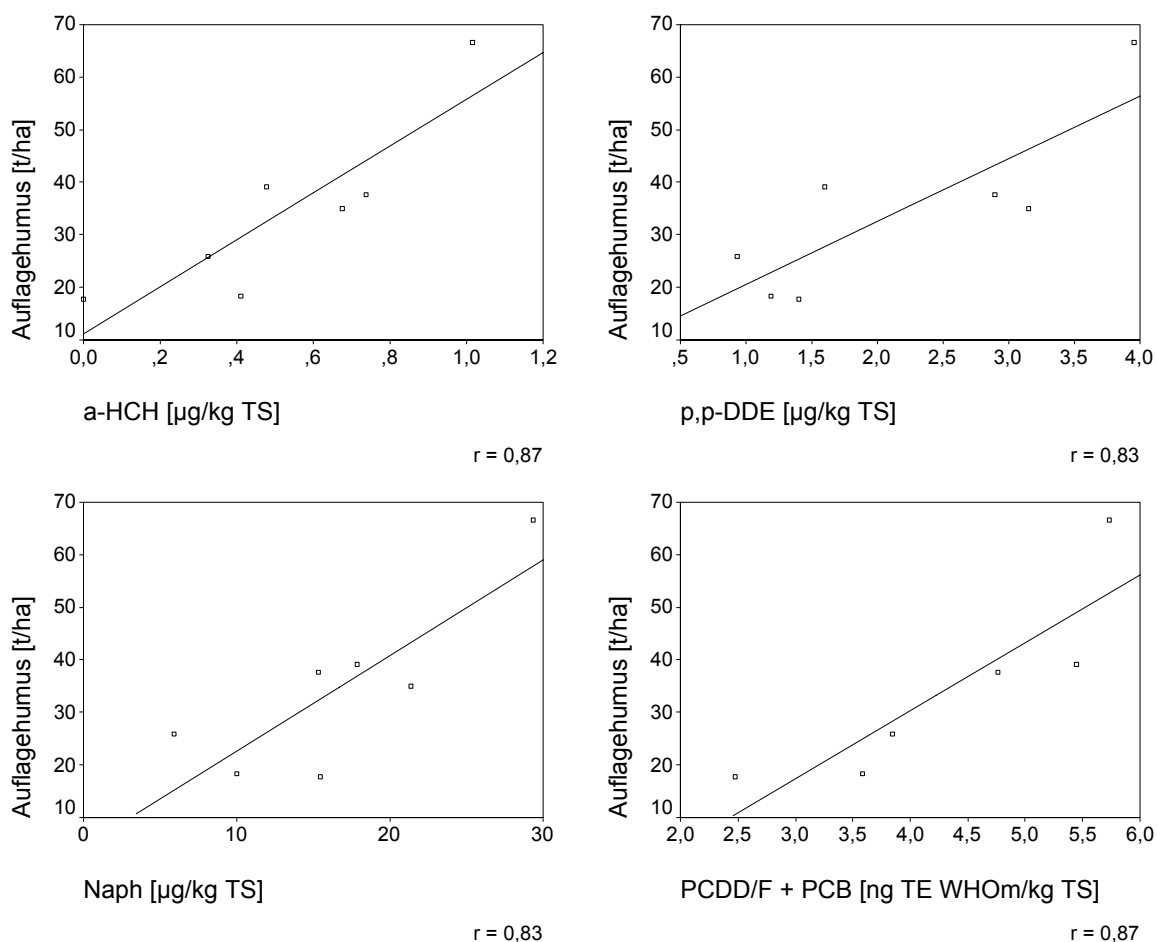


Abb. 43: Signifikante Korrelationen zwischen der Masse an Auflagehumus und  $\alpha$ -HCH, p,p-DDE, Naphthalin sowie den Toxizitätsäquivalentgehalten von PCDD/F + PCB im Auflagehumus (Bei der Korrelation zwischen Auflagehumusmasse und Toxizitätsäquivalentkonzentration wurde der Ausreißer Standort 7 entfernt).

Figure 43: Significant correlation between the masses of humus layer per hectare and  $\alpha$ -HCH, p,p-DDE, naphthalene and the toxic equivalent concentrations of PCDD/F + PCB in the humus layer (Site 7 was not included in the scatterplot between humus layer masses and toxic equivalent concentrations).

Wie bereits in einer früheren Studie (Weiss 1998) sind die Gehalte der PCDD/F (v.a. der PCDF) und der PCB im Auflagehumus eng korreliert (Abb. 44, Tab. 30 im Anhang). Dies gilt auch für die auf Toxizitätsäquivalente bezogenen Konzentrationen, sodass davon auszugehen ist, dass erhöhte Toxizitätsbelastungen an emittententfernen Standorten für diese beiden Substanzgruppen gemeinsam auftreten. Weiters sind die PCDD/F (wiederum v.a. die PCDF) mit einzelnen Chlorpestiziden, v.a. HCH und DDX (Abb. 45, Tab. 32 im Anhang), und PAH (Abb. 46, Tab. 34 im Anhang) korreliert, besonders wenn Standort 31 aus dem Datensatz entfernt wird.

Auch zwischen den PCB (v.a. den TE-PCB) und einzelnen Chlorpestiziden (v.a. HCH, Abb. 47, Tab. 37 im Anhang) und den PAH (Abb. 47, Tab. 39 im Anhang) wurden statistisch signifikante gemeinsame Anstiege der Gehalte beobachtet. Als Konsequenz dieser Korrelationen ist auch die Gesamttoxizitätsbelastung der PCDD/F und PCB in den Auflagehumusproben mit einzelnen Chlorpestiziden und PAH korreliert (Abb. 48, Tab. 32 und Tab. 34 im Anhang).

Zwischen einzelnen Chlorpestiziden konnten ebenfalls signifikant positive Korrelationen nachgewiesen werden (Abb. 49, Tab. 42 im Anhang). Auffällig ist, dass  $\alpha$ -HCH mit einer Reihe von Pestiziden (v.a. DDX-Kongeneren) korreliert ist, das  $\gamma$ -Isomer jedoch nicht (Tab. 42 im Anhang). Es wird vermutet, dass sich die Ursachen der festgestellten Auflagehumuskonzentrationen beim  $\gamma$ -HCH etwas von jenen bei den anderen Chlorpestiziden unterscheiden. Denkbar wäre, dass für die  $\gamma$ -HCH-Konzentrationen auch rezenteren Einflüsse aus Lindan-Anwendungen in nahegelegeneren Regionen verantwortlich sind, während bei den anderen Pestiziden und  $\alpha$ -HCH weiter entfernt liegende Quellen und/oder weiter zurückliegende Anwendungen für die festgestellten Auflagehumusgehalte verantwortlich sind. Da in den Fichtennadeln, die indikativ für die aktuelle Umgebungsluftbelastung sind,  $\alpha$ -HCH und  $\gamma$ -HCH korreliert sind (Kap. 3.5) und die Lindananwendung mittlerweile eingestellt wurde, wird vermutet, dass diese Unterschiede in den Auflagehumusgehalten, merklich durch Einflüsse aus früheren Jahren geprägt sind. Die weiter oben dargestellten Korrelationen mit der Masse an Auflagehumus (Abb. 43) legen ebenfalls eine solche Vermutung nahe (siehe auch Kap. 3.5).

Auch zwischen einzelnen Chlorpestiziden und PAH wurden signifikant positive Korrelationen nachgewiesen (Abb. 50, Tab. 43 im Anhang).

Insgesamt bestätigen die festgestellten Korrelationen in der vorliegenden Studie die Ergebnisse einer früheren Untersuchung (Weiss 1998), wonach – besonders beim Auflagehumus – bei höherer Befrachtung von entlegenen Standorten mit organischen Schadstoffen immer mehrere Substanzen gemeinsam beteiligt sind. Dieses Ergebnis verdeutlicht die besondere Notwendigkeit eines Minimierungsgebots der Freisetzung und des Eintrags an akkumulierender organischer Schadstoffen.



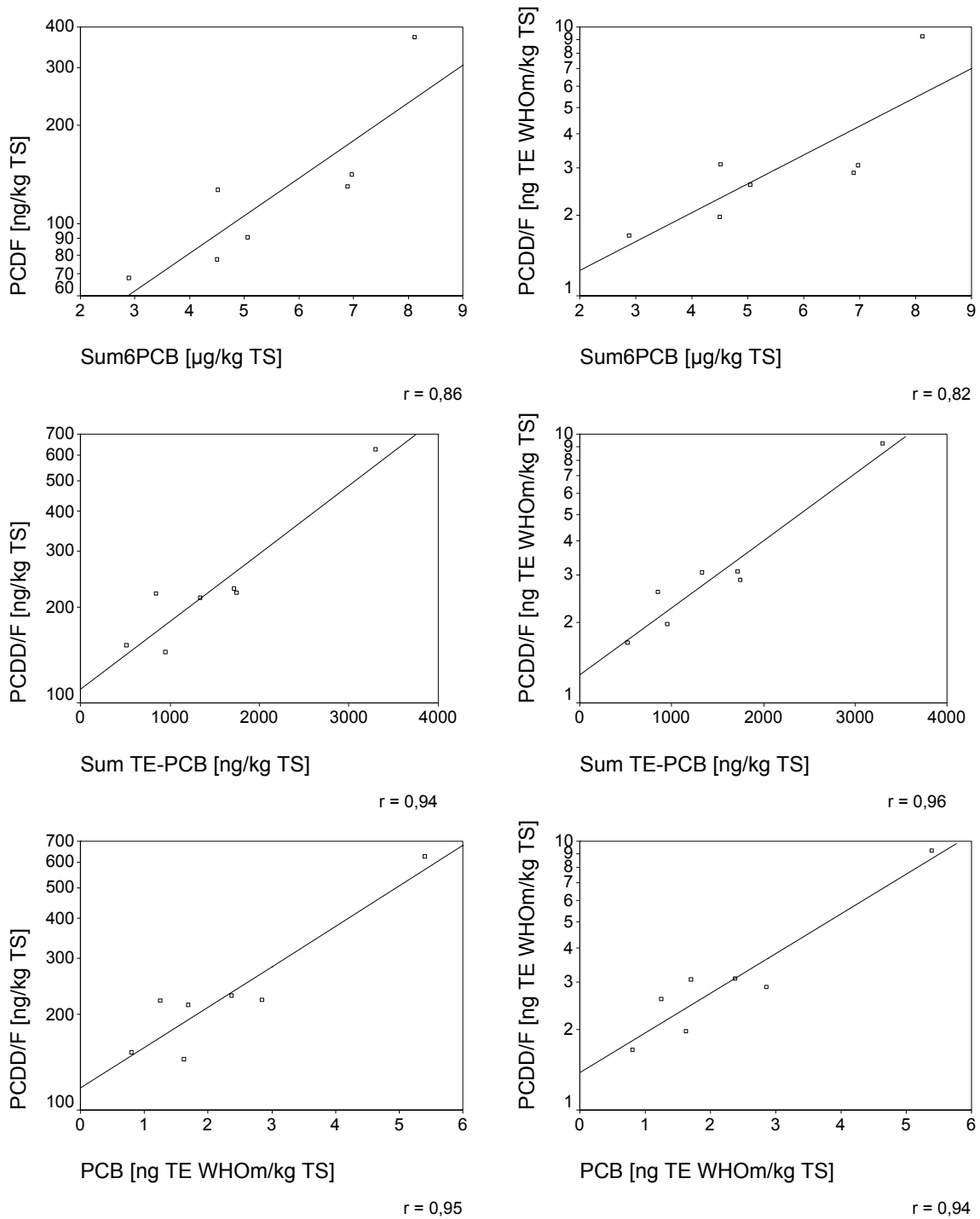


Abb. 44: Signifikante Korrelationen zwischen polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen und polychlorierten Biphenylen im Auflagehumus.

Figure 44: Significant correlation between polychlorinated dibenzodioxins and -furans and polychlorinated biphenyls in the humus layer.

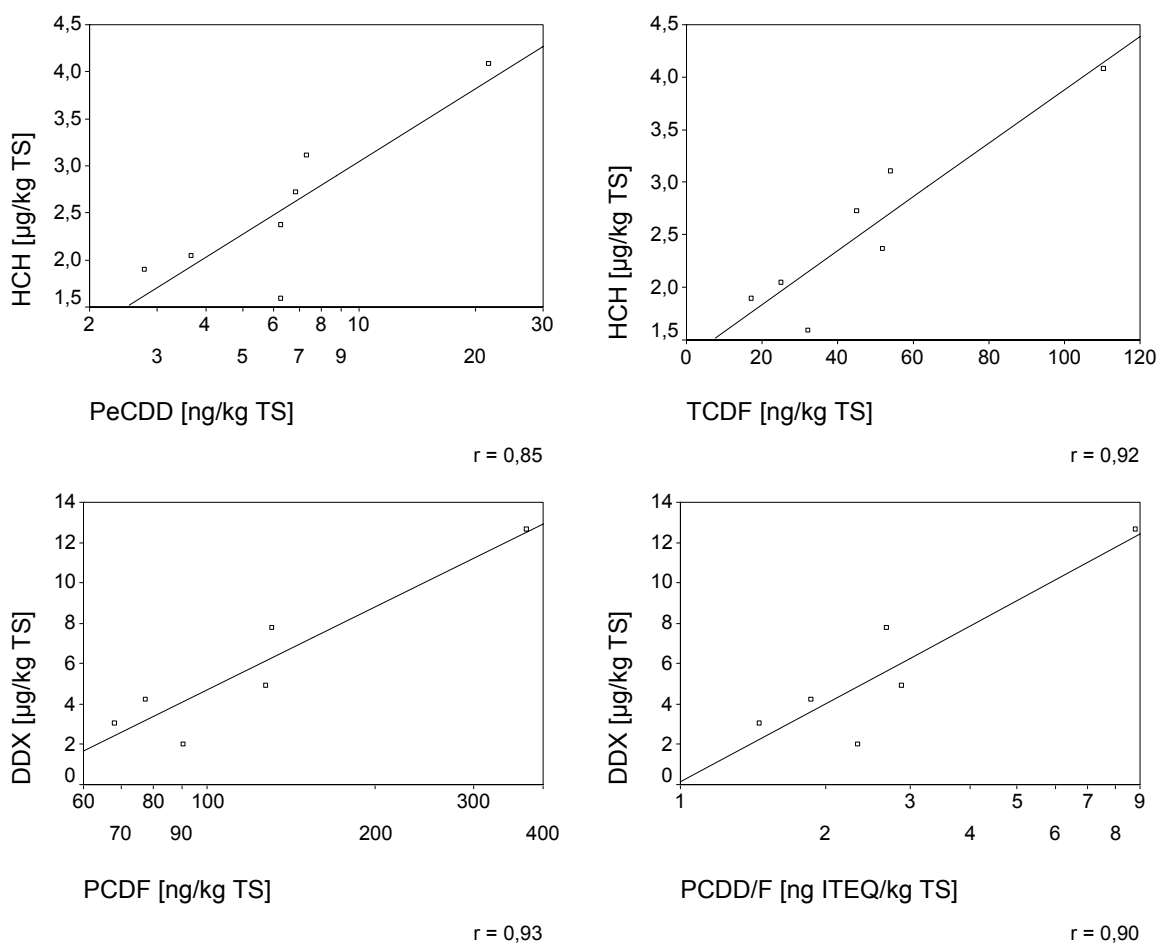


Abb. 45: Signifikante Korrelationen zwischen polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen und Chlorpestiziden im Auflagehumus.

Figure 45: Significant correlations between polychlorinated dibenzodioxins and -furans and chlorpesticides in the humus layer.

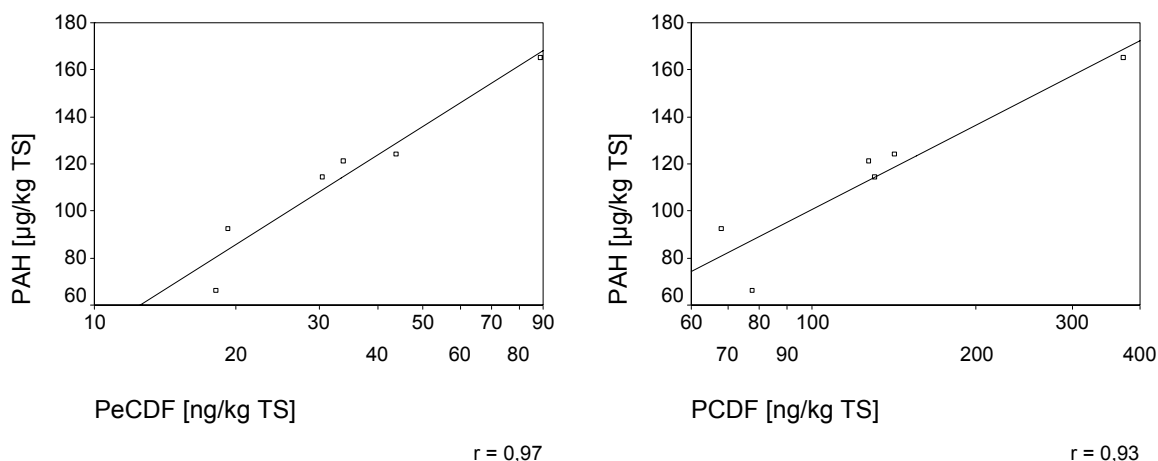


Abb. 46: Signifikante Korrelationen zwischen polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen und polzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen im Auflagehumus (Bei der Korrelation zwischen PCDF und PAH wurde der Ausreißer Standort 31 entfernt).

Figure 46: Significant correlation between polychlorinated dibenzodioxins and -furans and polycyclic aromatic hydrocarbons in the humus layer (Site 31 was not included in the scatterplot between PCDF and PAH).

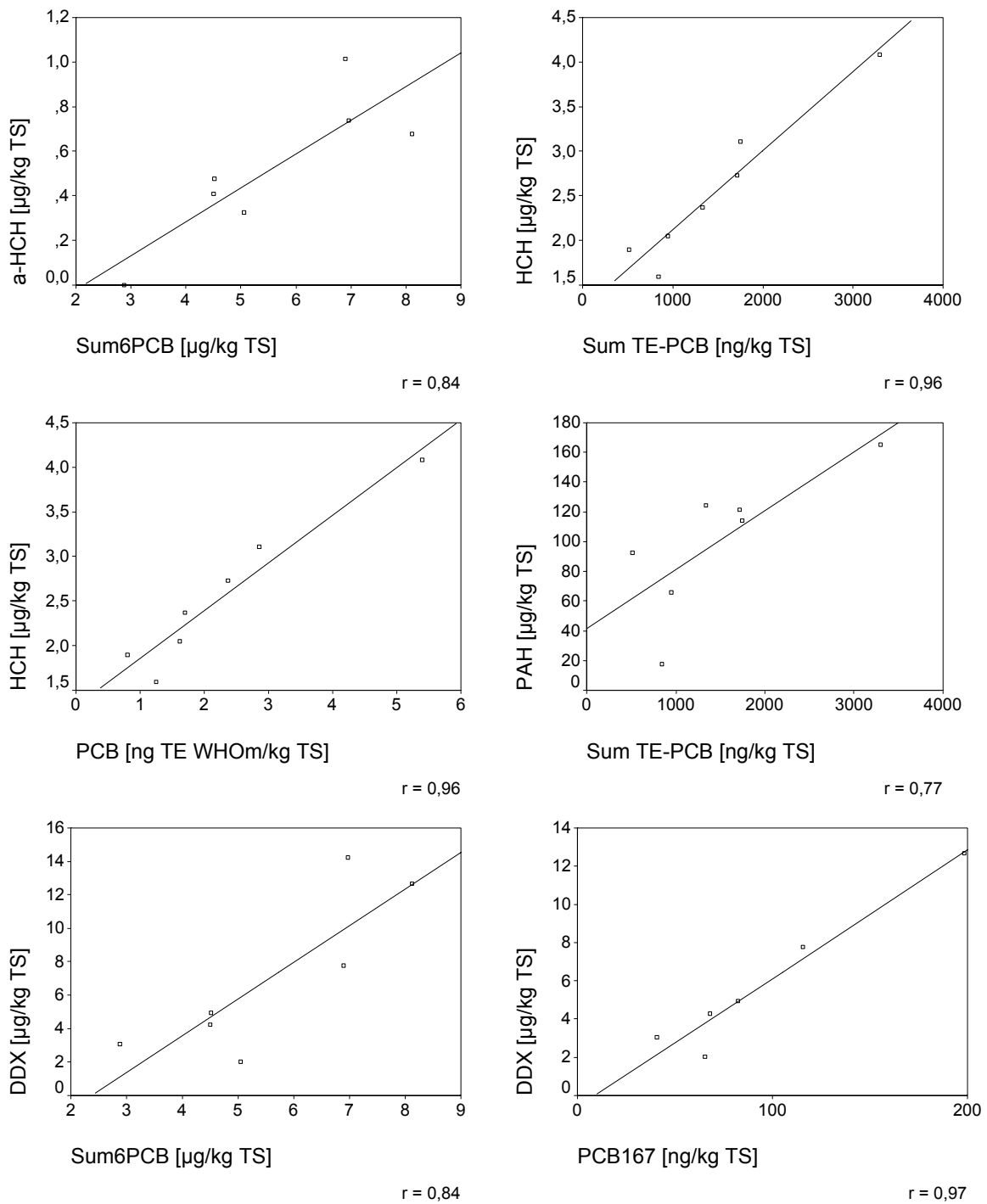


Abb. 47: Signifikante Korrelationen zwischen polychlorierten Biphenylen und Chlorpestiziden sowie polzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen im Auflagehumus (Bei der Korrelation zwischen PCB167 und DDX wurde der Ausreißer Standort 35 entfernt).

Figure 47: Significant correlation between polychlorinated biphenyls and chloropesticides in the humus layer (Site 35 was not included in the scatterplot between PCB167 and DDX).

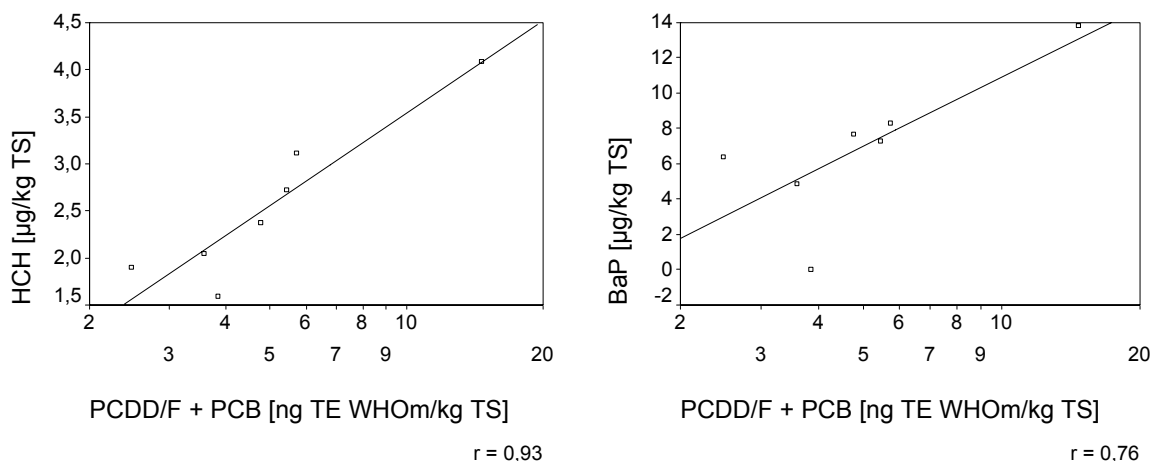


Abb. 48: Signifikante Korrelationen zwischen den Toxizitätsäquivalentgehalten von PCDD/F + PCB und HCH sowie BaP im Auflagehumus.

Figure 48: Significant correlation between the toxic equivalent concentrations of PCDD/F + PCB and HCH and BaP in the humus layer.

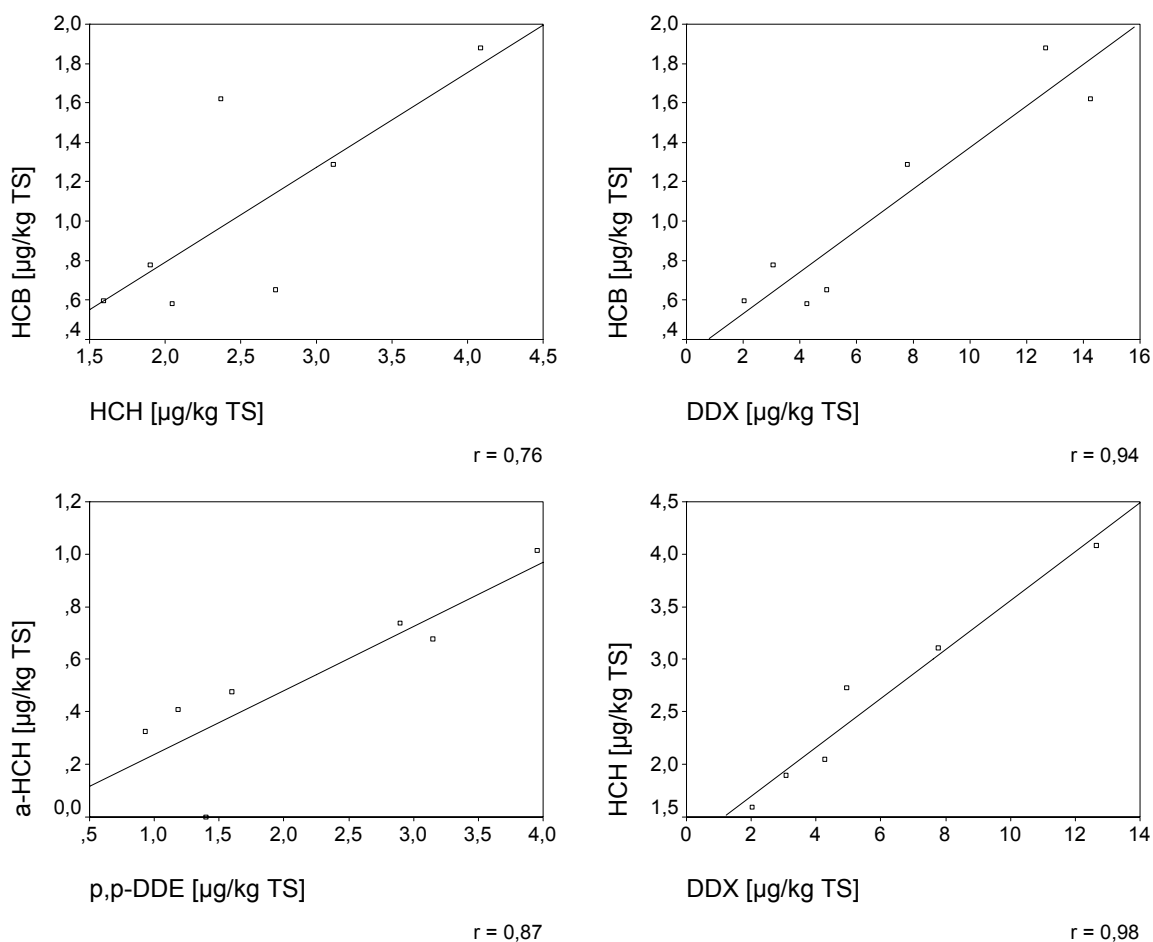


Abb. 49: Signifikante Korrelationen zwischen Chlorpestiziden im Auflagehumus (Bei der Korrelation zwischen HCH und DDX wurde der Ausreißer Standort 35 entfernt).

Figure 49: Significant correlation between individual chlorpesticides in the humus layer (Site 35 was not included in the scatterplot between HCH and DDX).

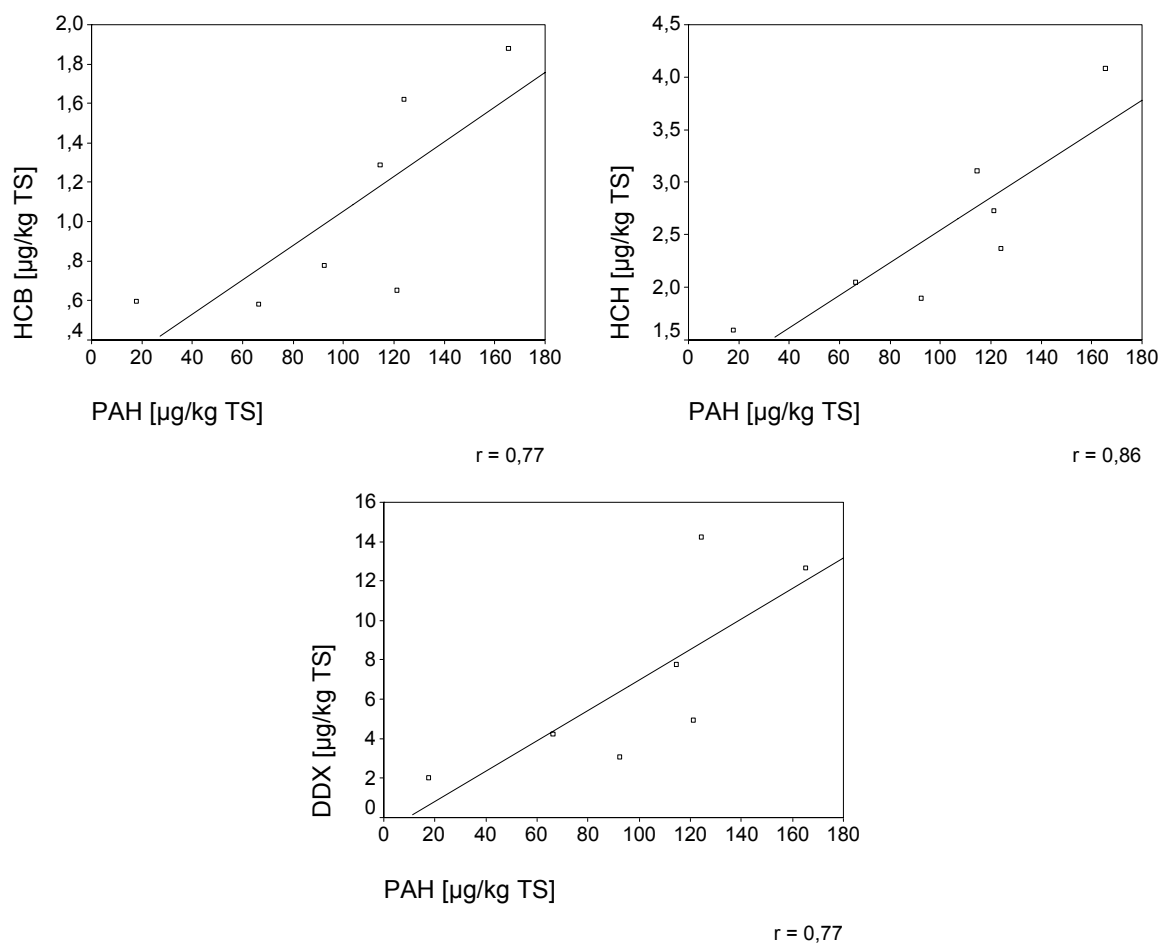


Abb. 50: Signifikante Korrelationen zwischen Chlorpestiziden und polzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen im Auflagehumus.

Figure 50: Significant correlation between chlorpesticides and polycyclic aromatic hydrocarbons in the humus layer.

## 4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

In ½-jährigen Fichtennadeln und im Auflagehumus emittentenerfer Waldstandorte Sloweniens und Kärntens wurden eine Reihe akkumulierender und flüchtiger organischer Schadstoffe nachgewiesen. Die Ergebnisse belegen eine weiterhin bestehende ubiquitäre Belastung mit teilweise hochtoxischen Schadstoffen in alpinen Regionen, auch immer noch mit jenen, die mittlerweile seit Jahrzehnten in weiten Teilen Europas nicht mehr in Verwendung sind – z.B. die Pestizide DDT, Aldrin und Dieldrin. Im Vergleich zu Böden anderer Nutzungen (z.B. Acker- und Grünlandböden Kärntens, Amt der Kärntner Landesregierung 1999a) zeigt sich anhand der festgestellten, vergleichsweise hohen Auflagehumusgehalte die besondere Akkumulations- und Eintragssituation organischer Schadstoffe in Waldböden, auch wenn die Standorte entlegen sind.

Ein Vergleich zu den Ergebnissen einer früheren Untersuchung, die sich auf das Probenahmejahr 1993 (bzw. bei den CKW und Nitrophenolen auf das Probenahmejahr 1995) bezieht, ebenfalls Standorte im Süden Österreichs umfasste und einen identen Untersuchungsstandort mit der vorliegenden Untersuchung enthielt (Weiss 1998), zeigt vergleichsweise geringere Nadelgehalte der vorliegenden Studie bei den polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen, Hexachlorcyclohexanen und den flüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen. Es wird daher vermutet, dass die Umgebungsluftbelastung mit diesen Schadstoffen im durch die Nadelgehalte repräsentierten Zeitraum der vorliegenden Studie geringer war als im Jahr 1993 (bzw. 1995). Bei den Hexachlorcyclohexanen und den flüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen entspricht dieses Ergebnis den Erwartungen, da hier gesetzliche Maßnahmen und Anwendungsverbote bzw. -einschränkungen in den letzten Jahren durchgeführt wurden. Auch die Emissionen polychlorierter Dioxine und -furane nahmen in Österreich während der letzten Jahre ab (Umweltbundesamt 2001). Bei DDT plus Metaboliten waren die Nadelgehalte in beiden Untersuchungen ähnlich. Es wird vermutet, dass hier eine weitere Konzentrationsabnahme in den Nadeln der untersuchten Gebiete nur mehr durch Anwendungseinschränkungen in jenen Gebieten, wo DDT heute noch eingesetzt wird, zu erreichen sein wird. Im Unterschied dazu weist der Auflagehumus vergleichsweise geringere DDX-Gehalte auf als in der früheren Untersuchung. Da der Auflagehumus einen deutlich längeren Expositionszeitraum als die Nadeln repräsentiert, wird vermutet, dass bei den Auflagehumusgehalten noch Einflüsse eines höheren weltweiten DDT-Einsatzes in früheren Jahren manifestiert waren bzw. sind, die erst langsam abgebaut bzw. verlagert werden.

Bei allen anderen Schadstoffen, die sowohl in der früheren Untersuchung als auch in der vorliegenden Studie analysiert wurden (polychlorierte Biphenyle, Hexachlorbenzol, polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, Nitrophenolen), und – mit Ausnahme von DDX – generell beim Auflagehumus waren die Gehalte in beiden Untersuchungen ähnlich. Vermutungen, wonach bei diesen eine Abnahme der Belastungen während der letzten Jahre aufgetreten sein könnte, sind damit nicht zulässig. In einem Fall – bei den polychlorierten Biphenylen – wurden in der gegenwärtigen Studie sogar höhere Nadelgehalte festgestellt, was teilweise aber auch auf unterschiedliche Nachweisgrenzen zurückzuführen ist.

Eine Reihe von Schadstoffen wurde in der vorliegenden Studie erstmalig in Waldgebieten untersucht. Dazu zählen einige Chlorpestizide, die in Österreich nie oder zumindest seit vielen Jahren nicht eingesetzt werden. Bemerkenswert in diesem Zusammenhang sind die festgestellten Auflagehumusgehalte von Aldrin und Dieldrin, aber auch vereinzelte positive Befunde bei Chlordan, Heptachlor, Mirex und Chlordecon. Pentachlorphenol lag zumeist unter der Nachweisgrenze, der Konzentrationsbereich dürfte aber zumindest bei den Fichtennadeln jenem des Hexachlorbenzol ähneln. Ein Kongener der untersuchten polybromierten Biphenyle war in einer Probe nachweisbar. Erstmals wurden auch die als „neue“ persistente organische Schadstoffe kategorisierten Substanzgruppen polybromierte Diphenylether und Chlorparaffine analysiert. Vereinzelt wurden im Auflagehumus polybromierte Diphenylether nachgewiesen. Anhand der vorliegenden Ergebnisse, dürften sich die Gehalte dieser

Schadstoffe derzeit größenordnungsmäßig zwischen jenen der polychlorierten Dibenzodioxine und -furane und jenen der polychlorierten Biphenyle bewegen. Chlorparaffine blieben durchwegs unter der verfahrensbedingt hohen Nachweisgrenze.

Anhand der vorliegenden Ergebnisse lassen sich gehaltsmäßige Unterschiede zwischen Slowenien und Kärnten, etwa ein Nord-Süd-Gradient oder ein Ost-West-Unterschied, nicht ableiten. Die Schadstoffgehalte liegen zumeist bei allen Standorten in einer ähnlichen Größenordnung. Auffällig ist jedoch, dass ein Standort im Südwesten Sloweniens bei den meisten Schadstoffen vergleichsweise deutlich höhere Auflagehumusgehalte aufweist. Es ist aus anderen Studien bekannt, dass der westliche Teil Sloweniens durch vergleichsweise höheren Niederschlag und höhere Schadstoffeinträge aus Fernverfrachtungen aus den italienischen Industriegebieten beaufschlagt wird (Kovar und Puxbaum 1992). Diese Ursachen könnten auch für die vergleichsweise höheren Gehalte an organischen Schadstoffen im Auflagehumus dieses Standorts verantwortlich sein.

Die Ergebnisse eines Höhenprofils an der Koralpe bestätigen die ungünstigen Voraussetzungen hochgelegener alpiner Gebiete für die Belastung mit organischen Schadstoffen – wie höherer Niederschlag, höhere Windgeschwindigkeiten, Prallhangeffekte gegenüber weiträumiger Luftschadstoffverfrachtung und tiefere Temperaturen. Zumeist, besonders bei den Chlorpestiziden, wurden am höchstgelegenen Standort die vergleichsweise höheren Gehalte nachgewiesen. Unterschiede in den Schadstoffmustern entlang des Höhengradienten lassen unterschiedliche Ursachen bzw. Herkünfte der Belastung vermuten. Die tiefer gelegenen Standorte dürften bei einzelnen Schadstoffen zusätzlich auch durch talnahe Emissionen beeinflusst sein, sodass etwa bei den polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen, polychlorierten Biphenylen und polzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen neben dem höchstgelegenen Standort teilweise auch der talnahe Standort vergleichsweise höhere Gehalte aufweist.

Zahlreiche Substanzen sind signifikant positiv korreliert, besonders im Auflagehumus. Dieses Ergebnis verdeutlicht, dass bei höheren Schadstoffgehalten ein Mix aus zahlreichen organischen Schadstoffen mit teilweise unterschiedlichen Emissionsquellen zu erwarten ist. Diesem Ergebnis sollte besondere Beachtung gewidmet werden, da über die gemeinsame Wirkung der einzelnen Schadstoffe (Synergien ?) nichts bekannt ist.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass sich alpine Länder wie Slowenien und Österreich aufgrund ihrer topographisch ungünstigen Voraussetzungen für den Schadstoffeintrag und die Schadstoffakkumulation besonders bemühen müssen, die Emissionen akkumulierender organischer Schadstoffe möglichst gering zu halten. Darüber hinaus zeigen jedoch die vorliegenden Ergebnisse sehr deutlich, dass entlegene alpine Standorte in Slowenien und Kärnten durch Einträge aus weiträumigem Schadstofftransport beaufschlagt werden. Um diesen Eintrag zu verringern, sind v.a. emissionsreduzierende Maßnahmen auf internationaler Ebene erforderlich.

## 5 LITERATUR

- Alcock R.E., Behnisch P.A., Jones K.C. und Hagenmaier H. 1998: Dioxin-like PCBs in the environment – human exposure and the significance of sources. *Chemosphere* 37, 1457-1472.
- Amt der Kärntner Landesregierung 1999a: Bodenzustandsinventur Kärnten 1999. Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 15 – Umweltschutz und Technik, Klagenfurt.
- Amt der Kärntner Landesregierung 1999b: Kärntner Umweltbericht 1999. Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 15 – Umweltschutz und Technik, Klagenfurt.
- Amt der Oberösterreichischen Landesregierung 1993: Oberösterreichischer Bodenkataster - Bodenzustandsinventur. Linz.
- Anderson H.A. 1989: General population exposure to environmental concentrations of halogenated biphenyls. In: Kimbrough R.D. und Jensen A.A. (Hrsg.): Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products. 2. Ausg., Elsevier, Amsterdam, New York, Oxford, 325-344.
- Atlas E. und Giam C.S. 1988: Ambient concentration and precipitation scavenging of atmospheric organic pollutants. *Water, Air and Soil Pollution* 38, 19-36.
- Blais J.M., Schindler D.W., Muir D.C.G., Kimpe L.E., Donald D.B. und Rosenberg B. 1998: Accumulation of persistent organochlorine compounds in mountains of western Canada. *Nature* 395, 585-588.
- Brown J.F., Frame G.M., Olson D.R. und Webb J.L. 1995: The sources of the coplanar PCBs. *Organohal. Compds.* 26, 427-430.
- De March B.G.E., De Wit C.A. und Muir D.C.G. 1998: Persistent organic pollutants. In: AMAP: AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, 183-371.
- De Voogt P. und Brinkman U.A.T. 1989: Production, properties and usage of polychlorinated biphenyls. In: Kimbrough R.D. und Jensen A.A. (Hrsg.): Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products. 2. Ausg., Elsevier, Amsterdam, New York, Oxford, 3-46.
- Duinker J.C. und Bouchertall F. 1989: On the distribution of atmospheric polychlorinated biphenyl congeners between vapor phase, aerosols and rain. *Environ. Sci. Technol.* 23, 57-62.
- Eitzer B.D. und Hites R.A. 1989: Atmospheric transport and deposition of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. *Environ. Sci. Technol.* 23, 1396-1401.
- Fiedler H., Hub M. und Hutzinger O. 1993: Stoffbericht Hexachlorcyclohexan (HCH). Landesanstalt für Umweltschutz, Bericht 9/93, Karlsruhe.
- Fiedler H., Lau C., Schulz S., Wagner C., Hutzinger O. und Von der Trenck K.T. 1995: Stoffbericht Polychlorierte Biphenyle. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Bericht 16/95, Karlsruhe.
- Fry D.M. und Toone T.K. 1981: DDT-induced feminization of gull embryos. *Science* 213, 922-924.
- Guillette L.J., Gross T.S., Masson G.R., Matter J.M. und Percival A.R. 1994: Developmental abnormalities of the gonad and abnormal sex hormone concentrations in juvenile alligators from contaminated and control lakes in Florida. *Environ. Health. Perspect.* 102, 680-688.
- Hagenmaier H., Krauss P. und Wallenhorst T. 1995: Einträge von Dioxinen in den Boden. In: Kreysa G. und Wiesner J. (Hrsg.): Kriterien zur Beurteilung organischer Bodenkontaminationen: Dioxine (PCDD/F) und Phthalate. DECHEMA, Frankfurt, 61-82.
- Heinisch E., Wenzel-Klein S., Knoll R., Falandysz J. und Rob O. 1994: Schwerflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe in Wildvögeln und Fledermäusen. In: Heinisch E., Kettrup A. und Wenzel-Klein S. (Hrsg.): Schadstoffatlas Osteuropa - Ökologisch-chemische und ökotoxikologische Fallstudien über organische Spurenstoffe und Schwermetalle in Osteuropa. Ecomed Verlag, Landsberg, 280-286.



- Herterich R. und Herrmann R. 1990: Comparing the distribution of nitrated phenols in the atmosphere of two German hill sites. *Environmental Technology* 11, 961-972.
- Horstmann M. und McLachlan M.S. 1998: Atmospheric deposition of semivolatile organic compounds to two forest canopies. *Atmospheric Environment* 32, 1799-1809.
- Iwata H., Tanabe S., Sakai N. und Tatsukawa R. 1993: Distribution of persistent organochlorines in the oceanic air and surface seawater and the role of ocean on their global transport and fate. *Environ. Sci. Technol.* 27, 1080-1098.
- Jansson B., Andersson R., Asplund L., Litzen K., Nylund K., Sellström U. Uvemo U., Wahlberg C., Widquist U., Odsjö T. und Olsson M. 1993: Chlorinated and brominated persistent organic compounds in biological samples from the environment. *Environ. Toxicol. Chem.* 12, 1163-1174.
- Kaupp H., Dörr G., Hippelein M., McLachlan M.S. und Hutzinger O. 1996: Baseline contamination assessment for a new resource recovery facility in Germany – Part IV: Atmospheric concentrations of polychlorinated biphenyls and hexachlorobenzene. *Chemosphere* 32, 2029-2042.
- Kovar A. und Puxbaum H. 1992: Nasse Deposition im Ostalpenraum. Institut für Analytische Chemie, Technische Universität Wien, Bericht 14/92.
- Li Y.F. 1999: Global technical hexachlorocyclohexane usage and its contamination consequences in the environment: from 1948 to 1997. *Sci. Total Environ.* 232, 121-158.
- Maderner W. und Hobiger G. 1996: PCB-Stoffbilanz Österreich. Umweltbundesamt Wien, M-79.
- Marth P., Schramm K.-W., Henkelmann B., Wolf A., Oxyinos K., Schmitzer J. und Kettrup A. 1999: Die Rolle der Umweltprobenbank in der Umweltüberwachung am Beispiel von chlorierten Kohlenwasserstoffen in ausgewählten Matrices. *UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox.* 11, 89-97.
- Meyberg M., Kappler R. und Kristen U. 1988: Untersuchungen zur Cytotoxizität atmogener Organika des Standortes „Postturm“. In: Bauch J. und Michaelis W. (Hrsg.): Das Forschungsprogramm Waldschäden am Standort „Postturm“, Forstamt Farchau/Ratzeburg. GKSS-Forschungszentrum Geesthacht, GKSS 88/E/55, 131-138.
- Millet M., Wortham H., Sanusi A. und Mirabel P. 1997: Atmospheric contamination by pesticides: determination in the liquid, gaseous and particulate phases. *ESPR – Environ. Sci. & Pollut. Res.* 4, 172-180.
- Mutsch F. 1998: Indication of long-range transport of heavy metals based on the Austrian forest soil monitoring system. *ESPR – Environ. Sci. & Pollut. Res.*, Special Issue No.1, 81-87.
- NATO-CCMS 1988: International toxicity equivalency factor (I-TEF) method of risk assessment for complex mixtures of dioxins and related compounds. North Atlantic Treaty Organization (NATO), Committee on the Challenges of Modern Society (CCMS), Report No. 178.
- Nylund K., Asplund L., Jansson B., Jonsson P., Litzen K. und Sellström U. 1992: Analysis of some polyhalogenated organic pollutants in sediment and sewage sludge. *Chemosphere* 24, 1721-1730.
- Ohsaki Y. und Matsueda T. 1994: Levels, features and a source of non-ortho coplanar polychlorinated biphenyl in soil. *Chemosphere* 28, 47-56.
- Osswald W.F., Ziebold S., Schütz W., Firl J. und Elstner E.F. 1987: p-Hydroxyacetophenone a fungitoxic compound in spruce needles. *J. Plant Diseases and Protection* 94, 572-577.
- Osswald W.F. und Benz B. 1989: p-Hydroxyacetophenone and Picein contents of healthy and damaged spruce needles from different locations in Bavaria. *Eur. J. For. Path.* 19, 323-334.
- Osswald W.F., Blaurock B. und Herrgesell E. 1994: The occurrence of picein and p-Hydroxyacetophenone in spruce needles and the effect of the monophenol on the growth of different forest pathogens. *Acta Horticulturae* 381, 548-556.
- Pacyna J.M. und Oehme M. 1988: Long-range transport of some organic compounds to the Norwegian Arctic. *Atmospheric Environment* 22, 243-257.
- Poissant L. und Koprivnjak J.F. 1996: Fate and atmospheric concentrations of  $\alpha$ - and  $\gamma$ -hexachlorocyclohexane in Quebec, Canada. *Environ. Sci. Technol.* 30, 845-851.

- Sattelberger R., Götz B., Riss A., Lorbeer G. und Steiner E. 1998: Nitrophenols and trichloroacetic acid (TCA) in precipitation in Austria. In: Weiss P., Schröder P., Rether B., Keith G., Collins C., Bach Th. (Hrsg.): Organic xenobiotics and plants: Impact, metabolism and toxicology. Umweltbundesamt Wien, CP-024, 19-32.
- Schleyer R., Fillibeck J., Hammer J. und Raffius B. 1996: Beeinflussung der Grundwasserqualität durch Deposition anthropogener organischer Stoffe aus der Atmosphäre. Umweltbundesamt Berlin, WaBoLu-Hefte 10/96.
- Schreitmüller J. und Ballschmiter K. 1992: Changes of PCB pattern during long-range transport in the troposphere. *Organohal. Compds.* 9, 259.
- Shea P.J., Weber J.B. und Overcash M.R. 1983: Biological activities of 2,4-dinitrophenol in plant-soil systems. *Residue Reviews* 87, 1-41.
- Tremolada P., Calamari D., Gaggi C. und Bacci E. 1993: Fingerprints of some chlorinated hydrocarbons in plant foliage from Africa. *Chemosphere* 27, 2235-2252.
- Umlauf G., Hauk H. und Reissinger M. 1994: Deposition of semivolatile organic compounds to spruce needles - II. Experimental evaluation of the relative importance of different pathways. *ESPR - Environ. Sci. & Pollut. Res.* 1, 209-222.
- Umweltbundesamt 2001: Umweltsituation in Österreich – sechster Umweltkontrollbericht. Umweltbundesamt Wien.
- Van den Berg M. et 23 Autoren 1998: Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environmental Health Perspectives* 106, 775-792.
- Walker K., Vallero D.A. und Lewis R. 1999: Factors influencing the distribution of lindane and other hexachlorocyclohexanes in the environment. *Environ. Sci. Technol.* 33, 4373-4378.
- Wathne B.M., Patrick S. und Cameron N. (Hrsg.) 1997: AL:PE – Acidification of mountain lakes: Palaeolimnology and ecology. Part 2 – Remote mountain lakes as indicators of air pollution and climate change. Norwegian Institute for Water Research, Report, ISBN 82-577-3198-6.
- Weiss P. 1998: Persistente organische Schadstoffe in Hintergrund-Waldgebieten Österreichs. Umweltbundesamt Wien, M-097.
- Weiss P., Lorbeer G. und Scharf S. 1998: Persistent organic pollutants in remote Austrian forests – altitude-related results. *ESPR - Environ. Sci. & Pollut. Res.*, Special Issue No.1., 46-52.
- Weiss P. 2000a: Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe, Trichloressigsäure und Nitrophenole in Fichtennadeln. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Pflanzentoxische organische Schadstoffe und enzymatische Reaktionen in Fichten emittentennaher Waldstandorte Österreichs. Umweltbundesamt Wien, M-123.
- Weiss P. 2000b: Vegetation/soil distribution of semivolatile organic compounds in relation to their physico-chemical properties. *Environ. Sci. Technol.* 34, 1707-1714.
- Weiss P., Lorbeer G. und Scharf S. 2000: Regional aspects and statistical characterisation of the load with semivolatile organic compounds at remote Austrian forest sites. *Chemosphere* 40, 1159-1171.
- Weiss P., May R. und Schröder P. 2001: Nitrophenole, halogenierte Kohlenwasserstoffe und enzymatische Reaktionen in Fichtennadeln emittentennaher Standorte Österreichs. Umweltbundesamt Wien, M-151.
- Wittsiepe J., Schrey P., Ewers U., Selenka F. und Wilhelm M. 2000: Decrease of PCDD/F levels in human blood from Germany over the past ten years (1989-1998). *Chemosphere* 40, 1103-1109.
- Zechmeister H.G. 1995: Correlation between altitude and heavy metal deposition in the Alps. *Environmental Pollution* 89, 73-80.
- Zethner G., Götz B. und Amlinger F. 2000: Qualität von Komposten aus der getrennten Sammlung. Umweltbundesamt Wien, M-133.

## 6 ANHANG

### 6.1 Datentabellen

Tab. 11: Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane in den einzelnen Fichtennadelproben der vorliegenden Untersuchung (N1: ½-jährige Nadeln, N2: 1½-jährige Nadeln).

Table 11: Polychlorinated dibenzodioxins and -furans in the individual spruce needle samples of the present investigation (N1: ½-year old, N2: 1½-year old).

Standort		1	2	4	5	6	7	8	9	31 <sup>1</sup>	32 <sup>1</sup>	33 <sup>1</sup>	34 <sup>1</sup>	35 <sup>1</sup>	31 <sup>1</sup>	33 <sup>1</sup>	35 <sup>1</sup>	Mittel <sup>2</sup>	Median <sup>2</sup>	Min <sup>2</sup>	Max <sup>2</sup>	
		N1														N2			N1			
2378-TCDD	ng/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,03	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,04	0,04	n.n.		n.n.	n.n.	<b>0,03</b>	
12378-PeCDD		n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,03	n.n.				n.n.
123478-HxCDD		n.n.	n.n.	n.n.	0,02	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,02	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.		n.n.	n.n.	<b>0,02</b>
123678-HxCDD		n.n.	0,15	n.n.	0,10	n.n.	n.n.	0,07	0,11	n.n.	n.n.	0,07	n.n.	0,09	0,09	0,10	0,09		<b>0,07</b>	n.n.	n.n.	<b>0,15</b>
123789-HxCDD		n.n.	0,08	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,06	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,02	n.n.	n.n.	0,09	0,08		n.n.	n.n.	n.n.	<b>0,08</b>
1234678-HpCDD		0,56	2,64	0,39	0,82	0,33	0,28	0,81	0,99	n.n.	1,01	0,90	0,84	0,84	0,80	1,03	0,94	<b>0,86</b>	<b>0,81</b>	<b>0,28</b>	<b>2,64</b>	
<b>TCDD</b>		<b>n.n.</b>	<b>0,29</b>	<b>0,29</b>	<b>0,27</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>0,39</b>	<b>0,45</b>	<b>0,32</b>	<b>n.n.</b>	<b>0,25</b>	<b>0,20</b>	<b>0,33</b>	<b>0,45</b>	<b>0,33</b>	<b>0,28</b>		<b>0,27</b>	n.n.	<b>0,45</b>	
<b>PeCDD</b>		<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>0,15</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>0,40</b>	<b>0,17</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>0,14</b>	<b>0,14</b>	<b>0,21</b>	<b>0,17</b>	<b>0,06</b>		<b>n.n.</b>	n.n.	<b>0,40</b>	
<b>HxCDD</b>		<b>0,43</b>	<b>1,44</b>	<b>0,51</b>	<b>0,78</b>	<b>0,35</b>	<b>0,31</b>	<b>0,84</b>	<b>0,98</b>	<b>0,81</b>	<b>1,06</b>	<b>0,83</b>	<b>0,74</b>	<b>0,73</b>	<b>1,14</b>	<b>1,09</b>	<b>0,87</b>	<b>0,72</b>	<b>0,78</b>	<b>0,31</b>	<b>1,44</b>	
<b>HpCDD</b>		<b>1,22</b>	<b>4,16</b>	<b>0,86</b>	<b>1,69</b>	<b>0,77</b>	<b>0,64</b>	<b>1,55</b>	<b>2,17</b>	<b>1,93</b>	<b>2,30</b>	<b>1,71</b>	<b>1,77</b>	<b>1,80</b>	<b>1,73</b>	<b>2,24</b>	<b>2,00</b>	<b>1,64</b>	<b>1,55</b>	<b>0,64</b>	<b>4,16</b>	
<b>OCDD</b>		<b>n.n.</b>	<b>6,91</b>	<b>1,22</b>	<b>2,08</b>	<b>2,18</b>	<b>0,97</b>	<b>2,23</b>	<b>2,56</b>	<b>2,21</b>	<b>2,64</b>	<b>2,39</b>	<b>2,27</b>	<b>2,24</b>	<b>2,23</b>	<b>2,68</b>	<b>2,24</b>	<b>2,28</b>	<b>2,18</b>	n.n.	<b>6,91</b>	
2378-TCDF		0,37	0,19	0,12	0,18	0,14	0,13	0,22	0,28	0,19	0,16	0,17	0,18	0,19	0,19	0,18	0,21	<b>0,20</b>	<b>0,18</b>	<b>0,12</b>	<b>0,37</b>	
12378-PeCDF		n.n.	n.n.	n.n.	0,05	n.n.	0,09	0,08	0,15	n.n.	0,04	0,04	0,07	0,06	0,05	0,08	0,10		<b>0,04</b>	n.n.	<b>0,15</b>	
23478-PeCDF		n.n.	0,08	0,06	0,05	n.n.	0,08	0,10	0,16	0,07	0,04	0,09	0,06	0,06	0,07	0,07	0,09	<b>0,07</b>	<b>0,08</b>	n.n.	<b>0,16</b>	
123478-HxCDF		n.n.	0,09	0,09	0,11	0,06	0,06	0,10	0,18	0,05	0,11	0,09	0,07	0,06	0,05	0,10	0,13	<b>0,09</b>	<b>0,09</b>	n.n.	<b>0,18</b>	
123678-HxCDF		n.n.	0,06	n.n.	0,06	0,03	0,03	0,07	0,17	n.n.	n.n.	0,06	0,08	0,08	0,04	0,07	0,10	<b>0,05</b>	<b>0,06</b>	n.n.	<b>0,17</b>	
123789-HxCDF		n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.				n.n.	
234678-HxCDF	n.n.	0,08	n.n.	0,10	n.n.	0,07	0,08	0,18	0,04	n.n.	0,09	0,08	0,08	n.n.	0,09	0,10		<b>0,08</b>	n.n.	<b>0,18</b>		
1234678-HpCDF	0,26	0,51	0,25	0,43	0,23	0,23	0,55	0,84	0,30	0,36	0,38	0,35	0,50	0,34	n.n.	0,56	<b>0,41</b>	<b>0,38</b>	<b>0,23</b>	<b>0,84</b>		
1234789-HpCDF	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.				n.n.		
<b>TCDF</b>	<b>0,65</b>	<b>2,08</b>	<b>1,99</b>	<b>1,63</b>	<b>1,37</b>	<b>2,70</b>	<b>2,75</b>	<b>3,40</b>	<b>1,51</b>	<b>1,35</b>	<b>1,53</b>	<b>1,71</b>	<b>1,97</b>	<b>1,64</b>	<b>2,05</b>	<b>2,57</b>	<b>2,01</b>	<b>1,99</b>	<b>0,65</b>	<b>3,40</b>		
<b>PeCDF</b>	<b>n.n.</b>	<b>0,64</b>	<b>0,56</b>	<b>0,91</b>	<b>0,56</b>	<b>0,76</b>	<b>1,77</b>	<b>2,62</b>	<b>0,36</b>	<b>0,73</b>	<b>0,61</b>	<b>0,41</b>	<b>1,10</b>	<b>0,81</b>	<b>0,95</b>	<b>1,31</b>	<b>0,94</b>	<b>0,64</b>	n.n.	<b>2,62</b>		
<b>HxCDF</b>	<b>n.n.</b>	<b>0,25</b>	<b>0,09</b>	<b>0,84</b>	<b>0,10</b>	<b>0,35</b>	<b>0,87</b>	<b>1,41</b>	<b>0,10</b>	<b>0,22</b>	<b>0,38</b>	<b>0,63</b>	<b>0,74</b>	<b>0,46</b>	<b>0,47</b>	<b>0,98</b>	<b>0,48</b>	<b>0,35</b>	n.n.	<b>1,41</b>		
<b>HpCDF</b>	<b>0,26</b>	<b>0,51</b>	<b>0,32</b>	<b>0,64</b>	<b>0,24</b>	<b>0,23</b>	<b>0,76</b>	<b>0,84</b>	<b>0,48</b>	<b>0,59</b>	<b>0,51</b>	<b>0,63</b>	<b>0,65</b>	<b>0,67</b>	<b>0,51</b>	<b>0,78</b>	<b>0,48</b>	<b>0,51</b>	<b>0,23</b>	<b>0,84</b>		
<b>OCDF</b>	<b>0,25</b>	<b>0,57</b>	<b>n.n.</b>	<b>0,34</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>0,34</b>	<b>0,51</b>	<b>0,30</b>	<b>0,36</b>	<b>0,29</b>	<b>0,25</b>	<b>0,39</b>	<b>0,28</b>	<b>0,31</b>	<b>0,41</b>		<b>0,29</b>	n.n.	<b>0,57</b>		
PCDD	1,65	12,80	2,88	4,96	3,31	1,92	5,41	6,33	5,27	6,00	5,18	5,12	5,24	5,75	6,50	5,45	<b>4,94</b>	<b>4,96</b>	<b>1,65</b>	<b>12,80</b>		
PCDF	1,15	4,05	2,96	4,36	2,27	4,04	6,49	8,78	2,75	3,25	3,32	3,63	4,84	3,86	4,29	6,05	<b>4,16</b>	<b>4,04</b>	<b>1,15</b>	<b>8,78</b>		
<b>PCDD/F</b>	<b>2,81</b>	<b>16,85</b>	<b>5,84</b>	<b>9,32</b>	<b>5,58</b>	<b>5,96</b>	<b>11,90</b>	<b>15,11</b>	<b>8,02</b>	<b>9,25</b>	<b>8,50</b>	<b>8,76</b>	<b>10,09</b>	<b>9,61</b>	<b>10,79</b>	<b>11,50</b>	<b>9,10</b>	<b>8,50</b>	<b>2,81</b>	<b>16,85</b>		
2378-Isomere	1,44	11,35	2,12	4,34	2,97	1,95	4,72	6,17	3,15	4,73	4,59	4,26	4,60	4,19	4,85	5,07	<b>4,41</b>	<b>4,34</b>	<b>1,44</b>	<b>11,35</b>		
<b>PCDD/F ITEQ</b>	<b>0,05</b>	<b>0,14</b>	<b>0,06</b>	<b>0,10</b>	<b>0,03</b>	<b>0,08</b>	<b>0,13</b>	<b>0,23</b>	<b>0,07</b>	<b>0,07</b>	<b>0,11</b>	<b>0,09</b>	<b>0,10</b>	<b>0,13</b>	<b>0,17</b>	<b>0,14</b>	<b>0,10</b>	<b>0,10</b>	<b>0,03</b>	<b>0,23</b>		
<b>PCDD/F TE WHOm</b>	<b>0,04</b>	<b>0,13</b>	<b>0,06</b>	<b>0,10</b>	<b>0,03</b>	<b>0,08</b>	<b>0,13</b>	<b>0,23</b>	<b>0,06</b>	<b>0,07</b>	<b>0,11</b>	<b>0,09</b>	<b>0,10</b>	<b>0,13</b>	<b>0,19</b>	<b>0,14</b>	<b>0,10</b>	<b>0,10</b>	<b>0,03</b>	<b>0,23</b>		
<b>PCDD/F TE WHOv</b>	<b>0,37</b>	<b>0,30</b>	<b>0,19</b>	<b>0,27</b>	<b>0,15</b>	<b>0,25</b>	<b>0,37</b>	<b>0,55</b>	<b>0,27</b>	<b>0,23</b>	<b>0,29</b>	<b>0,27</b>	<b>0,29</b>	<b>0,32</b>	<b>0,36</b>	<b>0,36</b>	<b>0,30</b>	<b>0,29</b>	<b>0,15</b>	<b>0,55</b>		

<sup>1</sup> Höhenprofil Koralpe (31 tiefstgelegener, 35 höchstgelegener Standort)

<sup>2</sup> berechnet aus den Daten der Standorte 1 bis 9 und 33 (bezüglich Behandlung von n.n. und Werten mit "<" siehe Kap. 2.3)

Tab. 12: Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane in den einzelnen Auflagehumusproben der vorliegenden Untersuchung.

Table 12: Polychlorinated dibenzodioxins and -furans in the individual humus layer samples of the present investigation.

Standort		1	2	6	7	31 <sup>1</sup>	33 <sup>1</sup>	35 <sup>1</sup>	Mittel <sup>2</sup>	Median <sup>2</sup>	Min <sup>2</sup>	Max <sup>2</sup>
2378-TCDD	ng/kg TS	0,11	0,05	0,09	0,16	0,15	0,11	0,06	<b>0,10</b>	<b>0,11</b>	<b>0,05</b>	<b>0,16</b>
12378-PeCDD		0,49	0,28	0,51	1,24	0,67	0,51	0,40	<b>0,61</b>	<b>0,51</b>	<b>0,28</b>	<b>1,24</b>
123478-HxCDD		0,45	0,27	0,39	1,27	0,56	0,25	0,35	<b>0,53</b>	<b>0,39</b>	<b>0,25</b>	<b>1,27</b>
123678-HxCDD		0,66	0,56	0,87	2,22	0,74	0,45	0,63	<b>0,95</b>	<b>0,66</b>	<b>0,45</b>	<b>2,22</b>
123789-HxCDD		0,64	0,49	0,80	2,29	0,77	0,35	0,54	<b>0,91</b>	<b>0,64</b>	<b>0,35</b>	<b>2,29</b>
1234678-HpCDD		11,06	8,51	11,03	30,70	13,19	7,81	8,19	<b>13,82</b>	<b>11,03</b>	<b>7,81</b>	<b>30,70</b>
<b>TCDD</b>		<b>5,69</b>	<b>2,73</b>	<b>6,26</b>	<b>14,83</b>	<b>6,30</b>	<b>2,99</b>	<b>6,39</b>	<b>6,50</b>	<b>5,69</b>	<b>2,73</b>	<b>14,83</b>
<b>PeCDD</b>		<b>7,32</b>	<b>3,67</b>	<b>6,82</b>	<b>21,68</b>	<b>6,26</b>	<b>2,77</b>	<b>6,26</b>	<b>8,45</b>	<b>6,82</b>	<b>2,77</b>	<b>21,68</b>
<b>HxCDD</b>		<b>12,56</b>	<b>8,26</b>	<b>14,82</b>	<b>39,41</b>	<b>14,89</b>	<b>7,71</b>	<b>10,80</b>	<b>16,55</b>	<b>12,56</b>	<b>7,71</b>	<b>39,41</b>
<b>HpCDD</b>		<b>23,31</b>	<b>19,20</b>	<b>25,41</b>	<b>67,20</b>	<b>34,77</b>	<b>32,22</b>	<b>17,66</b>	<b>33,47</b>	<b>25,41</b>	<b>19,20</b>	<b>67,20</b>
<b>OCDD</b>		<b>42,84</b>	<b>33,05</b>	<b>48,06</b>	<b>111,43</b>	<b>67,48</b>	<b>38,17</b>	<b>31,54</b>	<b>54,71</b>	<b>42,84</b>	<b>33,05</b>	<b>111,43</b>
2378-TCDF		3,56	1,67	2,50	7,08	1,93	0,97	2,97	<b>3,16</b>	<b>2,50</b>	<b>0,97</b>	<b>7,08</b>
12378-PeCDF		1,78	1,16	1,88	5,30	1,13	0,69	2,21	<b>2,16</b>	<b>1,78</b>	<b>0,69</b>	<b>5,30</b>
23478-PeCDF		1,86	1,38	2,19	7,02	1,50	0,88	2,38	<b>2,67</b>	<b>1,86</b>	<b>0,88</b>	<b>7,02</b>
123478-HxCDF		2,25	1,63	2,39	8,31	1,36	0,93	2,93	<b>3,10</b>	<b>2,25</b>	<b>0,93</b>	<b>8,31</b>
123678-HxCDF		1,45	1,21	1,69	5,77	1,01	0,66	1,92	<b>2,16</b>	<b>1,45</b>	<b>0,66</b>	<b>5,77</b>
123789-HxCDF		0,08	0,06	0,12	0,35	0,11	0,12	0,10	<b>0,15</b>	<b>0,12</b>	<b>0,06</b>	<b>0,35</b>
234678-HxCDF		1,26	1,16	1,79	6,14	1,09	0,76	1,67	<b>2,22</b>	<b>1,26</b>	<b>0,76</b>	<b>6,14</b>
1234678-HpCDF		9,95	7,68	10,43	37,75	6,45	4,34	9,99	<b>14,03</b>	<b>9,95</b>	<b>4,34</b>	<b>37,75</b>
1234789-HpCDF	0,73	0,64	0,85	3,29	0,50	0,36	0,64	<b>1,17</b>	<b>0,73</b>	<b>0,36</b>	<b>3,29</b>	
<b>TCDF</b>	<b>53,87</b>	<b>24,89</b>	<b>44,92</b>	<b>110,23</b>	<b>32,04</b>	<b>17,23</b>	<b>51,94</b>	<b>50,23</b>	<b>44,92</b>	<b>17,23</b>	<b>110,23</b>	
<b>PeCDF</b>	<b>30,52</b>	<b>18,08</b>	<b>33,79</b>	<b>88,54</b>	<b>22,75</b>	<b>19,20</b>	<b>43,73</b>	<b>38,03</b>	<b>30,52</b>	<b>18,08</b>	<b>88,54</b>	
<b>HxCDF</b>	<b>16,57</b>	<b>11,23</b>	<b>20,21</b>	<b>64,94</b>	<b>12,19</b>	<b>12,25</b>	<b>20,36</b>	<b>25,04</b>	<b>16,57</b>	<b>11,23</b>	<b>64,94</b>	
<b>HpCDF</b>	<b>14,27</b>	<b>11,35</b>	<b>14,81</b>	<b>54,41</b>	<b>11,62</b>	<b>11,67</b>	<b>13,99</b>	<b>21,30</b>	<b>14,27</b>	<b>11,35</b>	<b>54,41</b>	
<b>OCDF</b>	<b>14,99</b>	<b>11,96</b>	<b>13,34</b>	<b>54,95</b>	<b>11,95</b>	<b>7,68</b>	<b>11,32</b>	<b>20,58</b>	<b>13,34</b>	<b>7,68</b>	<b>54,95</b>	
PCDD	91,73	66,90	101,37	254,54	129,69	83,87	72,64	<b>119,68</b>	<b>91,73</b>	<b>66,90</b>	<b>254,54</b>	
PCDF	130,22	77,50	127,06	373,08	90,56	68,03	141,35	<b>155,18</b>	<b>127,06</b>	<b>68,03</b>	<b>373,08</b>	
<b>PCDD/F</b>	<b>221,95</b>	<b>144,40</b>	<b>228,43</b>	<b>627,61</b>	<b>220,25</b>	<b>151,90</b>	<b>213,99</b>	<b>274,86</b>	<b>221,95</b>	<b>144,40</b>	<b>627,61</b>	
2378-Isomere	94,16	71,76	98,92	285,27	110,58	65,04	77,84	<b>123,03</b>	<b>94,16</b>	<b>65,04</b>	<b>285,27</b>	
<b>PCDD/F ITEQ</b>	ng TE/ kg TS	<b>2,7</b>	<b>1,9</b>	<b>2,9</b>	<b>8,8</b>	<b>2,3</b>	<b>1,5</b>	<b>2,9</b>	<b>3,5</b>	<b>2,7</b>	<b>1,5</b>	<b>8,8</b>
<b>PCDD/F TE WHOm</b>		<b>2,9</b>	<b>2,0</b>	<b>3,1</b>	<b>9,3</b>	<b>2,6</b>	<b>1,7</b>	<b>3,1</b>	<b>3,8</b>	<b>2,9</b>	<b>1,7</b>	<b>9,3</b>
<b>PCDD/F TE WHOm</b>		<b>6,9</b>	<b>4,1</b>	<b>6,3</b>	<b>18,9</b>	<b>4,9</b>	<b>2,9</b>	<b>6,9</b>	<b>7,8</b>	<b>6,3</b>	<b>2,9</b>	<b>18,9</b>

<sup>1</sup> Höhenprofil Koralpe (31 tiefstgelegener, 35 höchstgelegener Standort)<sup>2</sup> berechnet aus den Daten der Standorte 1 bis 7 und 33 (bezüglich Behandlung von n.n. und Werten mit “<“ siehe Kap. 2.3)

Tab. 13: Polychlorierte Biphenyle in den einzelnen Fichtennadelproben der vorliegenden Untersuchung (N1: ½-jährige Nadeln, N2: 1½-jährige Nadeln)

Table 13: Polychlorinated biphenyls in the individual spruce needle samples of the present investigation (N1: ½-year old needles, N2: 1½-year old needles).

Standort		1	2	4	5	6	7	8	9	31 <sup>1</sup>	32 <sup>1</sup>	33 <sup>1</sup>	34 <sup>1</sup>	35 <sup>1</sup>	31 <sup>1</sup>	33 <sup>1</sup>	35 <sup>1</sup>	Mittel <sup>2</sup>	Median <sup>2</sup>	Min <sup>2</sup>	Max <sup>2</sup>	
		N1														N2			N1			
PCB28	µg/kg TS	0,3	0,5	0,3	0,2	<0,2	0,3	<0,2	0,5	<0,2	<0,2	0,3	0,3	0,4	0,6	0,3	0,3	<b>0,3</b>	<b>0,3</b>	<b>0,1</b>	<b>0,5</b>	
PCB52		<0,3	0,7	0,6	0,6	<0,3	0,6	<0,3	0,6	n.n.	n.n.	0,6	0,5	0,4	n.n.	n.n.	<0,3	<b>0,4</b>	<b>0,6</b>	<b>0,1</b>	<b>0,7</b>	
PCB101		n.n.	0,3	0,3	n.n.	n.n.	<0,2	n.n.	0,2	n.n.	n.n.	<0,2	<0,2	0,3	n.n.	n.n.	n.n.		<b>0,1</b>	<b>n.n.</b>	<b>0,3</b>	
PCB138		n.n.	0,3	0,3	0,4	n.n.	0,4	n.n.	0,3	n.n.	n.n.	<0,2	<0,2	0,3	n.n.	n.n.	<0,2		<b>0,3</b>	<b>n.n.</b>	<b>0,4</b>	
PCB153		<0,3	<0,3	0,3	n.n.	n.n.	<0,3	n.n.	<0,3	n.n.	n.n.	<0,3	n.n.	<0,3	n.n.	n.n.	<0,3		<b>0,1</b>	<b>n.n.</b>	<b>0,3</b>	
PCB180		n.n.	n.n.	0,2	n.n.	n.n.	<0,2	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,2	n.n.	n.n.	n.n.		<b>n.n.</b>		<b>0,2</b>	
<b>Sum6PCB</b>		<b>0,5</b>	<b>1,8</b>	<b>2,0</b>	<b>1,2</b>	<b>0,2</b>	<b>1,7</b>	<b>0,2</b>	<b>1,7</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>1,2</b>	<b>1,1</b>	<b>1,5</b>	<b>0,6</b>	<b>0,4</b>	<b>0,6</b>	<b>1,2</b>	<b>1,2</b>	<b>0,2</b>	<b>2,0</b>	
PCB77	ng/kg TS	26,0	31,5	21,9	24,7	17,1	21,9	23,1	32,1	17,7	25,7	22,9	21,6	19,3	48,0	32,6	22,5	<b>24,6</b>	<b>23,1</b>	<b>17,1</b>	<b>32,1</b>	
PCB81		1,7	n.n.	1,1	1,4	0,7	1,0	1,2	1,7	1,1	4,7	1,3	0,9	0,8	4,4	1,4	1,2	<b>1,1</b>	<b>1,2</b>	<b>n.n.</b>	<b>1,7</b>	
PCB105		52,8	70,8	45,3	53,3	39,3	56,1	49,8	65,7	38,1	43,8	53,4	48,0	42,5	98,7	78,4	47,2	<b>54,1</b>	<b>53,3</b>	<b>39,3</b>	<b>70,8</b>	
PCB114		3,9	6,0	4,4	4,4	3,6	4,3	4,4	4,4	3,9	5,9	4,8	5,1	4,4	11,2	7,2	4,5	<b>4,5</b>	<b>4,4</b>	<b>3,6</b>	<b>6,0</b>	
PCB118		132,1	119,8	99,2	107,2	87,6	112,6	106,6	128,3	88,1	80,4	101,2	100,5	92,7	213,3	219,0	107,1	<b>110,5</b>	<b>107,2</b>	<b>87,6</b>	<b>132,1</b>	
PCB123		6,9	4,9	1,5	2,2	2,0	1,8	1,8	3,3	2,7	3,1	2,5	5,1	1,8	4,7	4,6	3,7	<b>3,0</b>	<b>2,2</b>	<b>1,5</b>	<b>6,9</b>	
PCB126		2,1	1,8	1,7	1,8	1,6	2,0	1,5	1,6	1,1	6,6	1,6	1,9	1,6	4,5	1,3	2,0	<b>1,7</b>	<b>1,7</b>	<b>1,5</b>	<b>2,1</b>	
PCB156		32,0	13,2	19,2	20,6	16,4	23,0	21,3	24,3	18,0	19,5	22,0	19,0	20,5	53,9	55,0	21,4	<b>21,3</b>	<b>21,3</b>	<b>13,2</b>	<b>32,0</b>	
PCB157		3,5	3,5	2,9	3,3	2,5	3,6	3,4	3,3	2,4	5,4	3,0	3,1	3,6	9,4	4,9	3,1	<b>3,2</b>	<b>3,3</b>	<b>2,5</b>	<b>3,6</b>	
PCB167		15,6	10,0	9,4	9,6	8,0	11,4	10,5	12,4	8,1	9,7	10,6	10,0	10,5	27,6	26,2	10,8	<b>10,8</b>	<b>10,5</b>	<b>8,0</b>	<b>15,6</b>	
PCB169		2,3	0,8	0,5	0,6	0,3	0,6	0,7	0,5	0,4	4,6	0,7	0,6	0,8	3,0	n.n.	1,0	<b>0,8</b>	<b>0,6</b>	<b>0,3</b>	<b>2,3</b>	
PCB189		2,6	1,8	1,7	1,3	1,6	1,9	1,5	1,7	1,6	3,9	1,7	1,9	1,7	4,8	2,6	2,0	<b>1,7</b>	<b>1,7</b>	<b>1,3</b>	<b>2,6</b>	
<b>Sum TE-PCB</b>		<b>281,4</b>	<b>264,0</b>	<b>208,8</b>	<b>230,4</b>	<b>180,7</b>	<b>240,2</b>	<b>225,9</b>	<b>279,4</b>	<b>183,3</b>	<b>213,3</b>	<b>225,7</b>	<b>217,7</b>	<b>200,1</b>	<b>483,3</b>	<b>433,3</b>	<b>226,4</b>	<b>237,4</b>	<b>230,4</b>	<b>180,7</b>	<b>281,4</b>	
PCB TE WHOm	ng TE/kg TS	<b>0,27</b>	<b>0,22</b>	<b>0,21</b>	<b>0,22</b>	<b>0,19</b>	<b>0,24</b>	<b>0,19</b>	<b>0,20</b>	<b>0,14</b>	<b>0,73</b>	<b>0,20</b>	<b>0,22</b>	<b>0,20</b>	<b>0,55</b>	<b>0,20</b>	<b>0,24</b>	<b>0,22</b>	<b>0,21</b>	<b>0,19</b>	<b>0,27</b>	
PCB TE WHOv		<b>1,69</b>	<b>1,76</b>	<b>1,38</b>	<b>1,56</b>	<b>1,09</b>	<b>1,41</b>	<b>1,44</b>	<b>1,95</b>	<b>1,11</b>	<b>2,43</b>	<b>1,44</b>	<b>1,37</b>	<b>1,21</b>	<b>3,31</b>	<b>1,92</b>	<b>1,45</b>	<b>1,53</b>	<b>1,44</b>	<b>1,09</b>	<b>1,95</b>	

<sup>1</sup> Höhenprofil Koralpe (31 tiefstgelegener, 35 höchstgelegener Standort)

<sup>2</sup> berechnet aus den Daten der Standorte 1 bis 9 und 33 (bezüglich Behandlung von n.n. und Werten mit "<" siehe Kap. 2.3)

Tab. 14: Polychlorierte Biphenyle in den einzelnen Auflagehumusproben der vorliegenden Untersuchung.

Table 14: Polychlorinated biphenyls in the individual humus layer samples of the present investigation.

Standort		1	2	6	7	31 <sup>1</sup>	33 <sup>1</sup>	35 <sup>1</sup>	Mittel <sup>2</sup>	Median <sup>2</sup>	Min <sup>2</sup>	Max <sup>2</sup>	
PCB28	µg/kg TS	<0,2	0,4	0,6	<0,2	0,5	n.n.	n.n.	0,2	0,1	n.n.	0,6	
PCB52		0,5	0,3	<0,3	0,3	0,4	<0,3	0,5	0,3	0,3	0,1	0,5	
PCB101		0,6	0,5	0,7	0,9	0,6	0,3	0,7	0,6	0,6	0,3	0,9	
PCB138		2,2	1,3	1,3	2,9	1,4	1,1	2,5	1,8	1,3	1,1	2,9	
PCB153		2,2	1,2	1,1	2,4	1,2	0,8	2,0	1,5	1,2	0,8	2,4	
PCB180		1,3	0,8	0,7	1,5	1,0	0,6	1,4	1,0	0,8	0,6	1,5	
<b>Sum6PCB</b>		<b>6,9</b>	<b>4,5</b>	<b>4,5</b>	<b>8,1</b>	<b>5,1</b>	<b>2,9</b>	<b>7,0</b>	<b>5,4</b>	<b>4,5</b>	<b>2,9</b>	<b>8,1</b>	
PCB77	ng/kg TS	109,6	64,0	121,5	164,0	58,3	29,1	52,8	97,6	109,6	29,1	164,0	
PCB81		5,5	3,5	6,7	8,2	3,2	1,8	3,4	5,1	5,5	1,8	8,2	
PCB105		418,9	212,4	457,5	876,6	181,6	114,7	357,4	416,0	418,9	114,7	876,6	
PCB114		17,4	9,7	17,9	30,4	8,4	6,1	15,3	16,3	17,4	6,1	30,4	
PCB118		784,1	424,8	798,3	1458,7	360,9	216,6	560,2	736,5	784,1	216,6	1458,7	
PCB123		23,1	10,5	17,3	47,9	14,6	10,4	11,0	21,8	17,3	10,4	47,9	
PCB126		25,5	14,5	21,0	47,7	10,8	7,1	14,5	23,1	21,0	7,1	47,7	
PCB156		185,3	105,3	142,4	342,7	106,3	64,6	171,1	168,1	142,4	64,6	342,7	
PCB157		36,0	20,8	31,1	74,7	18,6	12,6	33,3	35,0	31,1	12,6	74,7	
PCB167		115,8	68,1	82,2	198,2	65,3	40,6	89,4	101,0	82,2	40,6	198,2	
PCB169		4,9	3,3	3,9	13,9	3,7	1,7	3,2	5,6	3,9	1,7	13,9	
PCB 189		21,4	13,9	14,6	37,8	14,4	7,9	20,4	19,1	14,6	7,9	37,8	
<b>Sum TE-PCB</b>		<b>1747,4</b>	<b>950,6</b>	<b>1714,4</b>	<b>3300,9</b>	<b>846,3</b>	<b>513,1</b>	<b>1332,1</b>	<b>1645,3</b>	<b>1714,4</b>	<b>513,1</b>	<b>3300,9</b>	
<b>PCB TE WHOm</b>		ng/kg TS	<b>2,9</b>	<b>1,6</b>	<b>2,4</b>	<b>5,4</b>	<b>1,2</b>	<b>0,8</b>	<b>1,7</b>	<b>2,6</b>	<b>2,4</b>	<b>0,8</b>	<b>5,4</b>
<b>PCB TE WHOv</b>			<b>8,7</b>	<b>5,0</b>	<b>8,9</b>	<b>14,0</b>	<b>4,4</b>	<b>2,4</b>	<b>4,5</b>	<b>7,8</b>	<b>8,7</b>	<b>2,4</b>	<b>14,0</b>

<sup>1</sup> Höhenprofil Koralpe (31 tiefstgelegener, 35 höchstgelegener Standort)

<sup>2</sup> berechnet aus den Daten der Standorte 1 bis 7 und 33 (bezüglich Behandlung von n.n. und Werten mit "<" siehe Kap. 2.3)

Tab. 15: Gesamttoxizitätsäquivalente von PCDD/F und PCB in den einzelnen Fichtennadelproben der vorliegenden Untersuchung (N1: ½-jährige Nadeln, N2: 1½-jährige Nadeln)

Table 15: Total equivalent concentrations of PCDD/F and PCB in the individual spruce needle samples of the present investigation (N1: ½-year old needles, N2: 1½-year old needles).

Standort		1	2	4	5	6	7	8	9	31 <sup>1</sup>	32 <sup>1</sup>	33 <sup>1</sup>	34 <sup>1</sup>	35 <sup>1</sup>	31 <sup>1</sup>	33 <sup>1</sup>	35 <sup>1</sup>	Mittel <sup>2</sup>	Median <sup>2</sup>	Min <sup>2</sup>	Max <sup>2</sup>	
		N1														N2			N1			
PCDD/F + PCB TE WHOm	ng TE /kgTS	0,31	0,35	0,27	0,32	0,21	0,32	0,32	0,44	0,21	0,80	0,31	0,31	0,29	0,68	0,39	0,38	<b>0,32</b>	<b>0,32</b>	<b>0,21</b>	<b>0,44</b>	
PCDD/F + PCB TE WHOv		2,06	2,07	1,57	1,83	1,24	1,65	1,81	2,50	1,38	2,66	1,73	1,63	1,50	3,62	2,29	1,81	<b>1,83</b>	<b>1,81</b>	<b>1,24</b>	<b>2,50</b>	

<sup>1</sup> Höhenprofil Koralpe (31 tiefstgelegener, 35 höchstgelegener Standort)

<sup>2</sup> berechnet aus den Daten der Standorte 1 bis 9 und 33 (bezüglich Behandlung von n.n. und Werten mit "<" siehe Kap. 2.3)

Tab. 16: Gesamttoxizitätsäquivalente von PCDD/F und PCB in den einzelnen Auflagehumusproben der vorliegenden Untersuchung.

Table 16: Total equivalent concentrations of PCDD/F and PCB in the individual humus layer samples of the present investigation.

Standort		1	2	6	7	31 <sup>1</sup>	33 <sup>1</sup>	35 <sup>1</sup>	Mittel <sup>2</sup>	Median <sup>2</sup>	Min <sup>2</sup>	Max <sup>2</sup>
PCDD/F + PCB TE WHOm	ng TE/kgTS	5,7	3,6	5,4	14,6	3,8	2,5	4,8	<b>6,4</b>	<b>5,4</b>	<b>2,5</b>	<b>14,6</b>
PCDD/F + PCB TE WHOv		15,6	9,1	15,2	32,8	9,3	5,3	11,4	<b>15,6</b>	<b>15,2</b>	<b>5,3</b>	<b>32,8</b>

<sup>1</sup> Höhenprofil Koralpe (31 tiefstgelegener, 35 höchstgelegener Standort)

<sup>2</sup> berechnet aus den Daten der Standorte 1 bis 7 und 33 (bezüglich Behandlung von n.n. und Werten mit "<" siehe Kap. 2.3)

Tab. 17: Chlorpestizide in den einzelnen Fichtennadelproben der vorliegenden Untersuchung (N1: ½-jährige Nadeln, N2: 1½-jährige Nadeln; β-HCH, o,p-DDE, p,p-DDD, o,p-DDT, Aldrin, Dieldrin, Endrin, Heptachlor, Chlordecon lagen durchwegs unter der Nachweisgrenze)

Table 17: Chlorpesticides in the individual spruce needle samples of the present investigation (N1: ½-year old needles, N2: 1½-year old needles; β-HCH, o,p-DDE, p,p-DDD, o,p-DDT, aldrin, dieldrin, endrin, heptachlor, chlordacon were always below detection limit).

Standort		PCP	HCB	α-HCH	γ-HCH	δ-HCH	HCH	p,p-DDE	o,p-DDD	p,p-DDT	DDX	cis-Chlordan	trans-Chlordan	Mirex	
		µg/kg TS													
1	N1	n.n.	0,5	0,3	1,0	n.n.	1,3	0,3	n.n.	n.n.	0,3	<0,2	0,4	n.n.	
2		<1,1	0,5	<0,2	1,0	n.n.	1,1	n.n.	n.n.	<0,3	0,1	n.n.	n.n.	n.n.	
4		n.n.	0,6	0,3	1,5	<0,2	1,9	0,3	n.n.	0,4	0,6	n.n.	n.n.	n.n.	
5		n.n.	0,7	0,3	0,9	0,2	1,4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	
6		<1,1	0,6	0,3	1,0	0,3	1,6	<0,3	n.n.	n.n.	0,1	n.n.	n.n.	n.n.	
7		n.n.	0,7	0,4	1,5	n.n.	1,9	0,3	<0,2	0,3	0,7	n.n.	n.n.	n.n.	
8		n.n.	0,6	0,4	1,4	n.n.	1,8	0,3	n.n.	n.n.	0,3	n.n.	n.n.	n.n.	
9		n.n.	0,9	0,4	1,5	0,5	2,5	0,2	n.n.	<0,3	0,3	n.n.	n.n.	n.n.	
31 <sup>1</sup>		n.n.	0,6	<0,2	1,0	n.n.	1,1	<0,3	n.n.	n.n.	0,1	n.n.	n.n.	n.n.	
32 <sup>1</sup>		<1,1	0,5	<0,2	0,9	0,6	1,5	<0,3	n.n.	n.n.	0,1	n.n.	n.n.	n.n.	
33 <sup>1</sup>		n.n.	0,5	0,2	1,1	0,4	1,7	<0,3	n.n.	n.n.	0,1	n.n.	n.n.	0,3	
34 <sup>1</sup>		n.n.	0,5	0,3	1,3	0,3	1,9	<0,3	n.n.	<0,3	0,2	n.n.	n.n.	n.n.	
35 <sup>1</sup>		n.n.	0,7	0,4	1,6	0,3	2,2	<0,3	n.n.	<0,3	0,2	n.n.	n.n.	n.n.	
31 <sup>1</sup>		N2	n.n.	0,6	<0,2	1,1	n.n.	1,2	<0,3	n.n.	n.n.	0,1	n.n.	n.n.	n.n.
33 <sup>1</sup>			n.n.	0,5	0,3	1,2	0,3	1,7	<0,3	n.n.	n.n.	0,1	n.n.	n.n.	n.n.
35 <sup>1</sup>	n.n.		0,6	0,4	1,6	0,4	2,3	0,3	n.n.	n.n.	0,3	n.n.	n.n.	n.n.	
Mittel <sup>2</sup>	N1		0,6	0,3	1,2		1,7				0,3				
Median <sup>2</sup>		n.n.	0,6	0,3	1,1	0,1	1,7	0,1	n.n.	n.n.	0,3	n.n.	n.n.	n.n.	
Min <sup>2</sup>		n.n.	0,5	0,1	0,9	n.n.	1,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	
Max <sup>2</sup>		0,5	0,9	0,4	1,5	0,5	2,5	0,3	0,1	0,4	0,7	0,1	0,4	0,3	

<sup>1</sup> Höhenprofil Koralpe (31 tiefstgelegener, 35 höchstgelegener Standort)

<sup>2</sup> berechnet aus den Daten der Standorte 1 bis 9 und 33 (bezüglich Behandlung von n.n. und Werten mit "<" siehe Kap. 2.3)



Tab. 18: Chlorpestizide in den einzelnen Auflagehumusproben der vorliegenden Untersuchung ( $\beta$ -HCH, o,p-DDE, o,p-DDD, Endrin lagen durchwegs unter der Nachweisgrenze).

Table 18: Chlorpesticides in the individual humus layer samples of the present investigation ( $\beta$ -HCH, o,p-DDE, o,p-DDD, endrin were always below detection limit).

Standort	PCP	HCB	$\alpha$ -HCH	$\gamma$ -HCH	$\delta$ -HCH	HCH	p,p-DDE	p,p-DDD	p,p-DDT	o,p-DDT	DDX	Aldrin	Dieldrin	cis-Chlordan	trans-Chlordan	Heptachlor	Mirex	Chlordecon	
µg/kg TS																			
1	n.n.	1,3	1,0	2,1	n.n.	3,1	4,0	n.n.	3,1	0,7	7,8	0,7	1,5	0,2	0,2	<0,2	n.n.	n.n.	
2	n.n.	0,6	0,4	1,6	n.n.	2,0	1,2	<0,2	2,4	0,5	4,3	1,4	1,5	<0,3	n.n.	n.n.	0,3	n.n.	
6	n.n.	0,7	0,5	2,2	<0,3	2,7	1,6	n.n.	2,6	0,7	4,9	1,3	1,0	<0,3	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	
7	n.n.	1,9	0,7	3,4	n.n.	4,1	3,1	0,3	7,8	1,4	12,7	n.n.	1,5	<0,3	<0,2	n.n.	n.n.	n.n.	
31 <sup>1</sup>	n.n.	0,6	0,3	1,3	n.n.	1,6	0,9	n.n.	0,9	0,2	2,0	0,3	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,2	
33 <sup>1</sup>	<1,1	0,8	n.n.	1,9	n.n.	1,9	1,4	n.n.	1,4	0,3	3,1	0,4	<0,7	<0,3	n.n.	<0,2	n.n.	n.n.	
35 <sup>1</sup>	n.n.	1,6	0,7	1,6	n.n.	2,4	2,9	n.n.	9,8	1,5	14,2	0,6	1,4	0,3	0,2	n.n.	n.n.	n.n.	
Mittel <sup>2</sup>		1,0	0,5	2,2		2,8	2,3		3,5	0,7	6,5	0,8	1,2	0,1					
Median <sup>2</sup>	n.n.	0,8	0,5	2,1	n.n.	2,7	1,6	n.n.	2,6	0,7	4,9	0,7	1,5	0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	
Min <sup>2</sup>	n.n.	0,6	n.n.	1,6	n.n.	1,9	1,2	n.n.	1,4	0,3	3,1	n.n.	0,3	0,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	
Max <sup>2</sup>	0,5	1,9	1,0	3,4	0,1	4,1	4,0	0,3	7,8	1,4	12,7	1,4	1,5	0,2	0,2	0,1	0,3	0,1	

<sup>1</sup> Höhenprofil Koralpe (31 tiefstgelegener, 35 höchstgelegener Standort)

<sup>2</sup> berechnet aus den Daten der Standorte 1 bis 7 und 33 (bezüglich Behandlung von n.n. und Werten mit "<" siehe Kap. 2.3)

Tab. 19: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in den einzelnen Fichtennadelproben der vorliegenden Untersuchung (N1: ½-jährige Nadeln, N2: 1½-jährige Nadeln).

Table 19: Polycyclic aromatic hydrocarbons in the individual spruce needle samples of the present investigation (N1: ½-year old needles, N2: 1½-year old needles).

Standort		Naph	Ana	Any	Flu	Phen	Ant	Fla	Pyr	BaA	Chrys	BbF	BkF	BaP	Ind	DbahA	BghiP	PAH	
		µg/kg TS																	
1	N1	13,4	n.n.	<2,6	<3,3	13,1	1,8	3,1	3,6	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	36,7	
2		22,7	n.n.	0,8	2,9	n.n.	n.n.	11,0	n.n.	3,6	<3,4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	41,9
4		12,4	<2,1	6,3	<3,3	9,2	n.n.	<2,2	2,9	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<1,7	<2,1	n.n.	35,3
5		<11	n.n.	<2,6	<3,3	6,9	1,5	<2,2	3,0	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	17,6
6		21,3	n.n.	1,1	2,2	n.n.	n.n.	5,7	2,4	n.n.	<3,4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<1,7	n.n.	n.n.	34,1
7		13,9	<2,1	<2,6	<3,3	17,6	1,1	18,7	15,5	3,7	8,9	11,6	4,6	6,8	7,7	<2,1	7,8	121,3	
8		25,9	n.n.	1,0	2,5	3,9	n.n.	5,9	n.n.	<4,3	<3,4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	41,1
9		9,3	2,3	n.n.	<3,3	8,6	1,9	3,0	4,0	<4,3	<3,4	<4,6	<2,9	<1,9	<1,7	n.n.	<2,1	36,2	
31 <sup>1</sup>		20,7	n.n.	0,9	2,4	n.n.	n.n.	19,2	10,1	<4,3	2,1	<4,6	<2,9	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	58,6	
32 <sup>1</sup>		14,0	n.n.	<2,6	2,2	n.n.	n.n.	10,4	4,2	<4,3	<3,4	<4,6	n.n.	n.n.	<1,7	n.n.	<2,1	35,7	
33 <sup>1</sup>		<11	n.n.	<2,6	<3,3	10,0	1,2	2,1	2,7	n.n.	<3,4	n.n.	n.n.	<1,9	n.n.	n.n.	n.n.	22,9	
34 <sup>1</sup>		24,9	n.n.	1,6	n.n.	n.n.	n.n.	11,7	7,8	<4,3	2,0	n.n.	n.n.	n.n.	<1,7	n.n.	<2,1	50,2	
35 <sup>1</sup>		26,0	n.n.	2,2	3,4	n.n.	n.n.	7,6	8,6	<4,3	<3,4	n.n.	n.n.	<1,9	<1,7	n.n.	<2,1	51,5	
31 <sup>1</sup>		N2	11,4	<2,1	<2,6	2,6	15,5	0,8	4,7	7,5	<4,3	<3,4	<4,6	<2,9	<1,9	<1,7	<2,1	n.n.	49,8
33 <sup>1</sup>	<11		n.n.	<2,6	<3,3	10,5	1,0	2,1	2,3	n.n.	<3,4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<2,1	22,2	
35 <sup>1</sup>	27,6		n.n.	1,2	2,7	n.n.	n.n.	10,5	n.n.	n.n.	<3,4	n.n.	n.n.	n.n.	<1,7	n.n.	<2,1	44,0	
Mittel <sup>2</sup>	N1	14,0				7,7		5,7	3,8									43,0	
Median <sup>2</sup>		13,4	n.n.	0,4	1,3	8,6	1,1	3,1	2,9	n.n.	0,9	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	36,2
Min <sup>2</sup>		3,7	n.n.	n.n.	1,3	n.n.	n.n.	0,9	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	17,6
Max <sup>2</sup>		25,9	2,3	6,3	2,9	17,6	1,9	18,7	15,5	3,7	8,9	11,6	4,6	6,8	7,7	1,0	7,8	121,3	

<sup>1</sup> Höhenprofil Koralpe (31 tiefstgelegener, 35 höchstgelegener Standort)

<sup>2</sup> berechnet aus den Daten der Standorte 1 bis 9 und 33 (bezüglich Behandlung von n.n. und Werten mit "<" siehe Kap. 2.3)

Tab. 20: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in den einzelnen Auflagehumusproben der vorliegenden Untersuchung.

Table 20: Polycyclic aromatic hydrocarbons in the individual humus layer samples of the present investigation.

Standort	Naph	Ana	Any	Flu	Phen	Ant	Fla	Pyr	BaA	Chrys	BbF	BkF	BaP	Ind	DbahA	BghiP	PAH
	µg/kg TS																
1	29,3	n.n.	1,1	1,7	18,0	n.n.	20,3	14,3	n.n.	3,4	6,4	3,0	8,3	1,8	<2,7	6,0	<b>114,4</b>
2	10,0	<2,0	<2,5	<3,9	11,5	1,1	7,1	6,5	<5,7	4,1	4,8	<4,5	4,9	4,1	<2,7	5,0	<b>66,1</b>
6	17,9	<2,0	n.n.	<3,9	13,9	12,5	13,6	11,6	5,1	7,8	9,9	4,3	7,3	7,6	n.n.	7,9	<b>121,3</b>
7	21,3	<2,0	<2,5	2,9	20,4	1,2	22,8	17,9	5,2	10,9	15,7	6,3	13,9	12,7	n.n.	12,6	<b>165,3</b>
31 <sup>1</sup>	<11,8	n.n.	n.n.	<3,9	7,5	1,3	<1,7	<2,1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<b>17,6</b>
33 <sup>1</sup>	15,5	<2,0	<2,5	<3,9	13,2	<0,8	3,4	14,1	<5,7	7,8	10,9	<4,5	6,4	7,2	n.n.	7,5	<b>92,5</b>
35 <sup>1</sup>	15,3	<2,0	<2,5	<3,9	17,2	<0,8	19,7	13,5	4,1	8,4	11,4	5,2	7,7	8,0	<2,7	9,9	<b>124,1</b>
Mittel <sup>2</sup>	<b>18,8</b>				<b>15,4</b>	<b>3,0</b>	<b>13,4</b>	<b>12,9</b>		<b>6,8</b>	<b>9,5</b>	<b>3,4</b>	<b>8,2</b>	<b>6,7</b>		<b>7,8</b>	<b>111,9</b>
Median <sup>2</sup>	<b>17,9</b>	<b>0,8</b>	<b>0,8</b>	<b>1,1</b>	<b>13,9</b>	<b>1,1</b>	<b>13,6</b>	<b>14,1</b>	<b>1,9</b>	<b>7,8</b>	<b>9,9</b>	<b>3,0</b>	<b>7,3</b>	<b>7,2</b>	<b>n.n.</b>	<b>7,5</b>	<b>114,4</b>
Min <sup>2</sup>	<b>10,0</b>	<b>n.n.</b>	<b>n.n.</b>	<b>1,1</b>	<b>11,5</b>	<b>n.n.</b>	<b>3,4</b>	<b>6,5</b>	<b>n.n.</b>	<b>3,4</b>	<b>4,8</b>	<b>1,6</b>	<b>4,9</b>	<b>1,8</b>	<b>n.n.</b>	<b>5,0</b>	<b>66,1</b>
Max <sup>2</sup>	<b>29,3</b>	<b>0,8</b>	<b>1,1</b>	<b>2,9</b>	<b>20,4</b>	<b>12,5</b>	<b>22,8</b>	<b>17,9</b>	<b>5,2</b>	<b>10,9</b>	<b>15,7</b>	<b>6,3</b>	<b>13,9</b>	<b>12,7</b>	<b>0,7</b>	<b>12,6</b>	<b>165,3</b>

<sup>1</sup> Höhenprofil Koralpe (31 tiefstgelegener, 35 höchstgelegener Standort)

<sup>2</sup> berechnet aus den Daten der Standorte 1 bis 7 und 33 (bezüglich Behandlung von n.n. und Werten mit "<" siehe Kap. 2.3)

Tab. 21: Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe und Trichloressigsäure in den einzelnen Fichtennadelproben der vorliegenden Untersuchung (N1: ½-jährige Nadeln, N2: 1½-jährige Nadeln; TCE, TETRA, TRI, PER, TBM, DBCM lagen durchwegs unter der Nachweisgrenze).

Table 21: Volatile halogenated hydrocarbons and trichloroacetic acid in the individual spruce needle samples of the present investigation (N1: ½-year old needles, N2: 1½-year old needles; TCE, TETRA, TRI, PER, TBM, DBCM were always below detection limit).

Standorte	1	2	4	5	6	7	8	9	31 <sup>1</sup>	32 <sup>1</sup>	33 <sup>1</sup>	34 <sup>1</sup>	35 <sup>1</sup>	31 <sup>1</sup>	33 <sup>1</sup>	35 <sup>1</sup>	Mittel <sup>2</sup>	Median <sup>2</sup>	Min <sup>2</sup>	Max <sup>2</sup>
	N1									N2			N1							
<b>TCM</b> µg/kg FS	12,0	8,0	7,4	6,5	11,4	8,0	10,4	10,4	5,5	7,6	8,9	4,9	4,2	9,2	10,5	8,8	<b>9,2</b>	<b>8,9</b>	<b>6,5</b>	<b>12,0</b>
<b>TCA</b>	0,5	n.n.	3,6	19,4	n.a.	10,6	n.n.	3,1	8,7	11,4	12,4	16,5	10,1	3,6	5,5	n.n.	<b>6,2</b>	<b>3,3</b>	<b>n.n.</b>	<b>19,4</b>

<sup>1</sup> Höhenprofil Koralpe (31 tiefstgelegener, 35 höchstgelegener Standort)

<sup>2</sup> berechnet aus den Daten der Standorte 1 bis 9 und 33 (bezüglich Behandlung von n.n. und Werten mit "<" siehe Kap. 2.3)

Tab. 22: Nitrophenole in den einzelnen Fichtennadelproben der vorliegenden Untersuchung (N1: ½-jährige Nadeln, N2: 1½-jährige Nadeln; 3-NP, 2-M-3-NP, 3-M-2-NP, 5-M-2-NP, 2,5-DNP, 2,6-DNP, 3,4-DNP, 4-M-2,6-DNP, Dinoseb lagen durchwegs unter der Nachweisgrenze).

Table 22: Nitrophenols in the individual spruce needle samples of the present investigation (N1: ½-year old needles, N2: 1½-year old needles; 3-NP, 2-M-3-NP, 3-M-2-NP, 5-M-2-NP, 2,5-DNP, 2,6-DNP, 3,4-DNP, 4-M-2,6-DNP, Dinoseb were always below detection limit).

Standort		2-NP	4-NP	3-M-4-NP	4-M-2-NP	2,6-DM-4-NP	2,4-DNP	6-M-2,4-DNP	Sum NP
		µg/kg FS							
<b>1</b>	N1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.n.	18,7	<1,00	
<b>2</b>		6,7	11,3	<1,00	2,4	<1,00	12,7	n.n.	<b>34,1</b>
<b>4</b>		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.n.	19,4	<1,00	
<b>5</b>		n.a.	38,9	1,1	2,2	<1,00	25,9	<1,00	
<b>6</b>		5,7	25,3	<1,00	2,7	n.n.	35,0	n.n.	<b>69,2</b>
<b>7</b>		9,0	16,4	1,6	2,1	n.n.	41,8	<1,00	<b>71,3</b>
<b>8</b>		n.a.	8,4	1,4	<1,00	1,4	42,2	n.n.	
<b>9</b>		10,5	31,6	1,2	3,7	1,0	24,6	n.n.	<b>72,6</b>
<b>31<sup>1</sup></b>		7,9	10,9	n.n.	4,3	<1,00	41,1	<1,00	<b>65,3</b>
<b>32<sup>1</sup></b>		14,7	46,3	n.n.	6,3	<1,00	15,5	n.n.	<b>83,3</b>
<b>33<sup>1</sup></b>		18,5	52,5	1,4	5,9	<1,00	18,1	<1,00	<b>97,4</b>
<b>34<sup>1</sup></b>		11,1	51,9	1,7	5,2	1,0	19,9	n.n.	<b>90,8</b>
<b>35<sup>1</sup></b>		n.a.	n.a.	2,6	1,5	n.n.	27,9	<1,00	
<b>31<sup>1</sup></b>	N2	12,0	14,4	n.n.	2,1	n.n.	32,3	<1,00	<b>61,1</b>
<b>33<sup>1</sup></b>		15,8	81,6	1,4	6,6	<1,00	16,6	<1,00	<b>122,9</b>
<b>35<sup>1</sup></b>		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.n.	21,7	<1,00	
<b>Mittel<sup>2</sup></b>	N1	<b>10,1</b>	<b>26,3</b>	<b>1,1</b>	<b>2,8</b>		<b>26,5</b>		<b>68,9</b>
<b>Median<sup>2</sup></b>		<b>9,0</b>	<b>25,3</b>	<b>1,2</b>	<b>2,4</b>	<b>0,5</b>	<b>24,6</b>	<b>0,5</b>	<b>71,3</b>
<b>Min<sup>2</sup></b>		<b>5,7</b>	<b>8,4</b>	<b>0,5</b>	<b>0,5</b>	<b>n.n.</b>	<b>12,7</b>	<b>n.n.</b>	<b>34,1</b>
<b>Max<sup>2</sup></b>		<b>18,5</b>	<b>52,5</b>	<b>1,6</b>	<b>5,9</b>	<b>1,4</b>	<b>42,2</b>	<b>0,5</b>	<b>97,4</b>

<sup>1</sup> Höhenprofil Koralpe (31 tiefstgelegener, 35 höchstgelegener Standort)

<sup>2</sup> berechnet aus den Daten der Standorte 1 bis 9 und 33 (bezüglich Behandlung von n.n. und Werten mit "<" siehe Kap. 2.3)

## 6.2 Spearman-Rank-Korrelationstabellen

Tab. 23: Korrelationen zwischen den Homologen polychlorierter Dibenzodioxine und -furane in den Fichtennadeln (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 13$ ).

Table 23: Correlations between the homologues of polychlorinated dibenzodioxins and -furans in the spruce needles (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 13$ ).

	TCDD	PeCDD	HxCDD	HpCDD	OCDD	TCDF	PeCDF	HxCDF	HpCDF
PeCDD	,600*								
HxCDD	,440	,257							
HpCDD	,376	,132	,846**						
OCDD	,290	,163	,846**	,852**					
TCDF	,638*	,536	,203	,038	,187				
PeCDF	,488	,645**	,352	,181	,330	,659*			
HxCDF	,527	,865**	,368	,236	,396	,632*	,830**		
HpCDF	,685**	,852**	,615*	,544	,549	,407	,659*	,824**	
OCDF	,543	,416	,818**	,867**	,746**	,276	,564*	,530	,729**

Tab. 24: Korrelationen zwischen den Homologen polychlorierter Dibenzodioxine und -furane im Auflagehumus (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 7$ ).

Table 24: Correlations between the homologues of polychlorinated dibenzodioxins and -furans in the humus layers (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 7$ ).

	TCDD	PeCDD	HxCDD	HpCDD	OCDD	TCDF	PeCDF	HxCDF	HpCDF
PeCDD	,607								
HxCDD	,750	,857*							
HpCDD	,357	,393	,607						
OCDD	,464	,714	,857*	,893**					
TCDF	,714	,893**	,679	,107	,393				
PeCDF	,893**	,714	,643	,179	,357	,857*			
HxCDF	,786*	,607	,464	,143	,250	,786*	,964**		
HpCDF	,607	,786*	,571	,321	,500	,786*	,857*	,893**	
OCDF	,286	,893**	,679	,286	,607	,750	,464	,393	,643

Tab. 25: Korrelationen zwischen den polychlorierten Biphenylen in den Fichtennadeln (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 13$ ).

Table 25: Correlations between the polychlorinated biphenyls in the spruce needles (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 13$ ).

	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 138	PCB 153	Sum6P CB	PCB 77	PCB 81	PCB 105	PCB 114	PCB 118	PCB 123	PCB 126	PCB 156	PCB 157	PCB 167	PCB 169
PCB52	,670**																
PCB101	,831**	,717**															
PCB138	,620*	,809**	,608*														
PCB153	,654*	,699**	,754**	,523													
PCB77	,332	,271	,020	,184	,251	,284											
PCB81	-,295	-,332	-,459	-,241	-,095	-,314	,538										
PCB105	,574*	,705**	,288	,572*	,434	,606*	,758**	,115									
PCB114	,254	,340	,378	,116	,058	,196	,341	-,055	,286								
PCB118	,546	,481	,151	,405	,434	,501	,698**	,181	,852**	-,066							
PCB123	,178	-,174	-,230	-,359	-,202	-,242	,484	,280	,242	,187	,330						
PCB126	,218	,144	-,035	,262	,147	,141	,473	,341	,363	,231	,283	,349					
PCB156	,156	,041	-,067	,119	,324	,110	,462	,654*	,445	-,247	,588*	,005	,270				
PCB157	,301	,011	,154	,184	,171	,138	,511	,159	,363	,330	,269	,060	,575*	,346			
PCB167	,476	,202	,186	,110	,428	,234	,549	,357	,626*	,044	,725**	,258	,308	,841**	,511		
PCB169	,067	-,053	,026	-,096	,156	-,055	,484	,313	,214	,456	,165	,236	,517	,286	,753**	,418	
PCB189	,321	,080	,178	-,016	,315	,077	,319	,176	,193	,341	,129	,448	,780**	,121	,481	,358	,440
Sum TE-PCB	,468	,385	,047	,331	,339	,386											
PCB TE WHOm	,237	,138	-,029	,269	,147	,152											
PCB TE WHOv	,195	,152	-,061	,110	,141	,154											

Tab. 26: Korrelationen zwischen den polychlorierten Biphenylen im Auflagehumus (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 7$ ).

Table 26: Correlations between the polychlorinated biphenyls in the humus layers (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 7$ ).

	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 138	PCB 153	PCB 180	Sum6 PCB	PCB 77	PCB 81	PCB 105	PCB 114	PCB 118	PCB 123	PCB 126	PCB 156	PCB 157	PCB 167	PCB 169
PCB52	-,266																	
PCB101	,000	,252																
PCB138	-,164	,595	,714															
PCB153	-,164	,541	,893**	,929**														
PCB180	-,236	,631	,786*	,964**	,964**													
PCB77	,527	-,198	,607	,500	,464	,393	,464											
PCB81	,364	-,126	,714	,536	,536	,464	,536	,964**										
PCB105	,236	-,018	,857*	,607	,679	,571	,679	,893**	,964**									
PCB114	,236	-,018	,857*	,607	,679	,571	,679	,893**	,964**	1,000**								
PCB118	,236	-,018	,857*	,607	,679	,571	,679	,893**	,964**	1,000**	1,000**							
PCB123	,309	,108	,750	,750	,750	,643	,750	,857*	,821*	,857*	,857*	,857*						
PCB126	,109	,144	,821*	,750	,750	,679	,750	,857*	,929**	,964**	,964**	,964**	,893**					
PCB156	-,055	,378	,893**	,893**	,929**	,857*	,929**	,679	,750	,857*	,857*	,857*	,893**	,929**				
PCB157	-,091	,342	,857*	,857*	,857*	,821*	,857*	,714	,821*	,893**	,893**	,893**	,821*	,964**	,964**			
PCB167	-,091	,342	,857*	,857*	,857*	,821*	,857*	,714	,821*	,893**	,893**	,893**	,821*	,964**	,964**	1,000**		
PCB169	,436	,000	,607	,679	,607	,536	,607	,929**	,857*	,821*	,821*	,821*	,964**	,857*	,786*	,750	,750	
PCB189	-,055	,378	,893**	,893**	,929**	,857*	,929**	,679	,750	,857*	,857*	,857*	,893**	,929**	1,000**	,964**	,964**	,786*
Sum TE-PCB	,109	,144	,821*	,750	,750	,679	,750											
PCB TE WHOm	,109	,144	,821*	,750	,750	,679	,750											
PCB TE WHOv	,364	-,126	,714	,536	,536	,464	,536											

Tab. 27: Korrelationen zwischen den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in den Fichtennadeln (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 13$ ).

Table 27: Correlations between the polycyclic aromatic hydrocarbons in the spruce needles (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 13$ ).

	Naph	Any	Flu	Phen	Fla
Any	,628*				
Flu	,605*	,262			
Phen	-,674*	-,458	-,553*		
Fla	,632*	,127	,321	-,443	
Pyr	,039	-,091	-,179	,019	,512

Tab. 28: Korrelationen zwischen den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen im Auflagehumus (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 7$ ).

Table 28: Correlations between the polycyclic aromatic hydrocarbons in the humus layers (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 13$ ).

	Naph	Phen	Ant	Fla	Pyr	BaA	Chrys	BbF	BkF	BaP	Ind
Phen	,857*										
Ant	-,306	-,324									
Fla	,786*	,964**	-,270								
Pyr	,857*	,893**	-,487	,786*							
BaA	,291	,509	,395	,509	,364						
Chrys	,321	,607	-,054	,536	,607	,855*					
BbF	,500	,750	-,162	,643	,750	,782*	,964**				
BkF	,613	,883**	-,027	,883**	,667	,807*	,793*	,847*			
BaP	,857*	1,000**	-,324	,964**	,893**	,509	,607	,750	,883**		
Ind	,357	,643	,108	,607	,536	,946**	,964**	,929**	,883**	,643	
BghiP	,536	,786*	,000	,714	,679	,873*	,929**	,964**	,937**	,786*	,964**

Tab. 29: Korrelationen zwischen den polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen und den polychlorierten Biphenylen in den Fichtennadeln (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 13$ ).

Table 29: Correlations between the polychlorinated dibenzodioxins and -furans and the polychlorinated biphenyls in the spruce needles (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 13$ ).

	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 138	PCB 153	Sum6 PCB	PCB 77	PCB 81	PCB 105	PCB 114	PCB 118	PCB 123	PCB 126	PCB 156	PCB 157	PCB 167	PCB 169	PCB 189	Sum TE-PCB	PCB TE WHOm	PCB TE WHOv
1234678-DD	,418	,285	,320	,082	,083	,220	,632*	,154	,462	,780**	,170	,484	,305	-,011	,423	,253	,522	,305	,346	,324	,670*
TCDD	,280	,150	,399	,135	,155	,296	,095	-,050	,059	,164	,123	-,181	-,653*	,017	-,173	,045	-,206	-,522	-,003	-,579*	,006
PeCDD	,179	-,054	,017	,098	-,291	,064	,200	,147	,169	,116	,251	,000	-,237	,279	,056	,247	-,091	-,453	,222	-,160	,153
HxCDD	,045	,033	,023	-,139	-,174	-,061	,571*	,264	,291	,692**	,049	,412	-,083	-,148	,176	,016	,291	,000	,209	-,033	,621*
HpCDD	,259	-,061	,195	-,122	-,122	-,041	,390	,110	,099	,582*	-,066	,544	-,011	-,275	,220	-,033	,297	,165	,066	,016	,434
OCDD	,245	,105	,270	-,116	-,122	,006	,324	-,049	,198	,753**	-,143	,390	-,074	-,302	,203	,000	,231	,135	,000	-,060	,385
2378-DF	,245	-,227	-,064	-,280	-,018	-,083	,473	,258	,225	-,060	,527	,516	-,179	,357	,203	,511	,297	-,129	,495	-,115	,352
12378-DF	,321	,068	,153	,303	-,088	,153	,203	,170	,350	,147	,260	-,141	,076	,514	,413	,531	-,006	-,054	,317	,141	,215
23478-DF	,333	,452	,390	,312	,312	,382	,253	-,022	,517	,294	,360	-,198	-,388	,272	,019	,402	-,173	-,207	,303	-,325	,173
123478-DF	,111	,227	,122	,229	-,089	,226	,571*	,330	,357	,582*	,060	,027	,083	,038	,209	-,016	,126	-,121	,220	,132	,643*
123678-DF	,492	,250	,391	,201	-,023	,277	,095	-,189	,312	,254	,234	,036	-,304	,181	,067	,359	-,059	-,343	,162	-,270	,011
234678-DF	,401	,344	,279	,387	,014	,321	,270	,075	,488	,209	,382	,017	-,248	,340	,036	,373	-,011	-,446	,326	-,206	,187
1234678-DF	,295	,116	,212	,028	-,049	,154	,538	,165	,374	,495	,286	,242	-,256	,126	,236	,275	,286	-,294	,330	-,187	,500
TCDF	,560*	,559*	,564*	,577*	,336	,642*	,231	-,275	,522	,269	,418	-,335	-,237	,154	,181	,308	-,225	-,209	,330	-,165	,132
PeCDF	,226	,160	,221	,348	,009	,278	,346	,093	,363	,203	,181	-,346	-,157	,324	,467	,280	,126	-,371	,236	-,099	,363
HxCDF	,295	,172	,180	,286	-,180	,193	,242	,049	,385	,275	,247	-,082	-,206	,297	,209	,335	-,005	-,415	,253	-,148	,214
HpCDF	,203	-,058	,151	-,006	-,211	,030	,324	,264	,132	,429	,077	,132	-,226	,181	,154	,209	,170	-,314	,132	-,154	,335
OCDF	,317	,025	,216	,054	-,071	,114	,536	,122	,282	,486	,155	,337	-,089	-,055	,398	,122	,387	-,111	,254	-,039	,541
PCDD	,134	-,039	,151	-,150	-,196	-,050	,368	,016	,148	,593*	-,077	,286	-,289	-,269	,192	-,044	,143	-,102	,033	-,242	,407
PCDF	,462	,321	,387	,450	,046	,413	,363	-,044	,484	,368	,346	-,159	-,168	,247	,379	,352	,093	-,327	,346	-,093	,319
PCDD/F	,379	,213	,314	,224	-,086	,253	,473	-,049	,407	,604*	,209	,143	-,160	-,066	,368	,148	,236	-,215	,275	-,093	,462
PCDD/F ITEQ	,499	,434	,410	,331	,135	,394	,511	-,011	,637*	,555*	,434	,115	-,173	,198	,297	,429	,198	-,195	,451	-,110	,445
PCDD/F TE WHOm	,499	,434	,410	,331	,135	,394	,511	-,011	,637*	,555*	,434	,115	-,173	,198	,297	,429	,198	-,195	,451	-,110	,445
PCDD/F TE WHOv	,418	,149	,113	-,025	,223	,182	,665*	,302	,593*	,137	,753**	,473	-,055	,544	,253	,736**	,352	-,039	,731**	,011	,522



Tab. 30: Korrelationen zwischen den polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen und den polychlorierten Biphenylen im Auflagehumus (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 7$ ).

Table 30: Correlations between the polychlorinated dibenzodioxins and -furans and the polychlorinated biphenyls in the humus layers (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 7$ ).

	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 138	PCB 153	PCB 180	Sum6 PCB	PCB 77	PCB 81	PCB 105	PCB 114	PCB 118	PCB 123	PCB 126	PCB 156	PCB 157	PCB 167	PCB 169	PCB 189	Sum TE-PCB	PCB TE WHOm	PCB TE WHOv
2378-DD	,036	-,090	,286	,500	,464	,393	,464	,357	,214	,250	,250	,250	,643	,321	,464	,286	,286	,607	,464	,321	,321	,214
12378-DD	,091	-,414	,214	,179	,250	,143	,250	,250	,107	,143	,143	,143	,429	,107	,214	,036	,036	,393	,214	,107	,107	,107
123478-DD	,364	,198	,643	,750	,750	,679	,750	,679	,571	,607	,607	,607	,893**	,643	,750	,607	,607	,857*	,750	,643	,643	,571
123678-DD	,527	-,090	,750	,536	,643	,500	,643	,821*	,750	,786*	,786*	,786*	,893**	,714	,714	,607	,607	,857*	,714	,714	,714	,750
123789-DD	,527	-,090	,750	,536	,643	,500	,643	,821*	,750	,786*	,786*	,786*	,893**	,714	,714	,607	,607	,857*	,714	,714	,714	,750
1234678-DD	,491	,090	,500	,679	,607	,571	,607	,750	,607	,571	,571	,571	,857*	,607	,643	,536	,536	,893**	,643	,607	,607	,607
TCDD	-,073	,252	,857*	,643	,857*	,750	,857*	,321	,357	,536	,536	,536	,607	,500	,714	,571	,571	,429	,714	,500	,500	,357
PeCDD	,309	,108	,750	,750	,750	,643	,750	,857*	,821*	,857*	,857*	,857*	1,00**	,893**	,893**	,821*	,821*	,964**	,893**	,893**	,893**	,821*
HxCDD	,491	,036	,679	,607	,679	,571	,679	,714	,607	,643	,643	,643	,857*	,607	,679	,536	,536	,821*	,679	,607	,607	,607
HpCDD	,218	-,523	,071	,107	,107	,036	,107	,321	,143	,107	,107	,107	,393	,071	,107	-,036	-,036	,429	,107	,071	,071	,143
OCDD	,491	-,360	,321	,321	,321	,214	,321	,643	,464	,429	,429	,429	,714	,393	,393	,250	,250	,750	,393	,393	,393	,464
2378-DF	-,055	,378	,893**	,893**	,929**	,857*	,929**	,679	,750	,857*	,857*	,857*	,893**	,929**	1,00**	,964**	,964**	,786*	1,00**	,929**	,929**	,750
12378-DF	-,036	,216	,964**	,679	,821*	,750	,821*	,643	,786*	,893**	,893**	,893**	,679	,857*	,857*	,893**	,893**	,571	,857*	,857*	,857*	,786*
23478-DF	,000	,252	1,00**	,714	,893**	,786*	,893**	,607	,714	,857*	,857*	,857*	,750	,821*	,893**	,857*	,857*	,607	,893**	,821*	,821*	,714
123478-DF	-,036	,216	,964**	,679	,821*	,750	,821*	,643	,786*	,893**	,893**	,893**	,679	,857*	,857*	,893**	,893**	,571	,857*	,857*	,857*	,786*
123678-DF	-,036	,216	,964**	,679	,821*	,750	,821*	,643	,786*	,893**	,893**	,893**	,679	,857*	,857*	,893**	,893**	,571	,857*	,857*	,857*	,786*
123789-DF	,091	-,631	,429	,000	,214	,036	,214	,357	,321	,393	,393	,393	,393	,250	,250	,143	,143	,321	,250	,250	,250	,321
234678-DF	,164	,018	,929**	,571	,714	,607	,714	,786*	,893**	,964**	,964**	,964**	,750	,893**	,821*	,857*	,857*	,679	,821*	,893**	,893**	,893**
1234678-DF	,164	,018	,929**	,571	,714	,607	,714	,786*	,893**	,964**	,964**	,964**	,750	,893**	,821*	,857*	,857*	,679	,821*	,893**	,893**	,893**
1234789-DF	,236	-,018	,857*	,607	,679	,571	,679	,893**	,964**	1,00**	1,00**	1,00**	,857*	,964**	,857*	,893**	,893**	,821*	,857*	,964**	,964**	,964**
TCDF	-,055	,378	,893**	,893**	,929**	,857*	,929**	,679	,750	,857*	,857*	,857*	,893**	,929**	1,00**	,964**	,964**	,786*	1,00**	,929**	,929**	,750
PeCDF	-,127	,162	,964**	,643	,857*	,714	,857*	,500	,607	,786*	,786*	,786*	,714	,750	,857*	,786*	,786*	,536	,857*	,750	,750	,607
HxCDF	-,291	,036	,893**	,536	,750	,607	,750	,429	,571	,750	,750	,750	,607	,714	,786*	,750	,750	,429	,786*	,714	,714	,571
HpCDF	-,018	-,198	,786*	,464	,607	,429	,607	,679	,750	,857*	,857*	,857*	,786*	,821*	,786*	,750	,750	,679	,786*	,821*	,821*	,750
OCDF	,400	-,036	,571	,643	,536	,500	,536	,964**	,929**	,857*	,857*	,857*	,893**	,893**	,750	,786*	,786*	,964**	,750	,893**	,893**	,929**
PCDD	,364	-,252	,464	,393	,464	,321	,464	,571	,429	,464	,464	,464	,750	,429	,500	,321	,321	,714	,500	,429	,429	,429
PCDF	-,127	,414	,964**	,857*	,964**	,893**	,964**	,571	,679	,821*	,821*	,821*	,786*	,857*	,964**	,929**	,929**	,643	,964**	,857*	,857*	,679
PCDD/F	,309	-,144	,750	,536	,643	,464	,643	,786*	,750	,821*	,821*	,821*	,929**	,786*	,786*	,679	,679	,857*	,786*	,786*	,786*	,750
PCDD/F ITEQ	,000	,252	1,00**	,714	,893**	,786*	,893**	,607	,714	,857*	,857*	,857*	,750	,821*	,893**	,857*	,857*	,607	,893**	,821*	,821*	,714
PCDD/F TE WHOm	,200	,054	,964**	,607	,786*	,643	,786*	,750	,821*	,929**	,929**	,929**	,821*	,857*	,857*	,821*	,821*	,714	,857*	,857*	,857*	,821*
PCDD/F TE WHOv	-,055	,378	,893**	,893**	,929**	,857*	,929**	,679	,750	,857*	,857*	,857*	,893**	,929**	1,00**	,964**	,964**	,786*	1,00**	,929**	,929**	,750

Tab. 31: Korrelationen zwischen den polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen und Chlorpestiziden, Chloroform und Trichloressigsäure in den Fichtennadeln (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 13$ ).

Table 31: Correlations between the polychlorinated dibenzodioxins and -furans and the chloropesticides in the spruce needles (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 13$ ).

	HCB	$\alpha$ -HCH	$\gamma$ -HCH	$\delta$ -HCH	HCH	p,p-DDE	p,p-DDT	DDX	TCM	TCA
1234678-DD	-,346	-,254	-,159	,571	,005	-,420	,027	-,269	-,016	,039
TCDD	,515	,359	,432	-,032	,345	,021	,194	,129	-,212	-,437
PeCDD	,460	,526	,341	,187	,423	-,012	-,009	,084	-,110	,000
HxCDD	-,231	-,365	-,346	,277	-,247	-,405	-,222	-,393	-,005	-,214
HpCDD	-,176	-,486	-,286	,362	-,225	-,535	-,076	-,410	-,308	-,070
OCDD	-,264	-,348	-,165	,543	-,022	-,530	-,027	-,371	-,121	-,014
2378-DF	,033	,171	,115	-,158	-,126	,087	-,270	,028	,236	-,560
12378-DF	,526	,602*	,543	,297	,656*	,128	,265	,381	-,124	,184
23478-DF	,424	,357	,487	-,076	,377	,143	,313	,337	,069	-,354
123478-DF	,088	,088	-,115	,503	,203	-,249	,027	-,167	-,005	,018
123678-DF	,368	,437	,504	,393	,532	-,226	,160	,026	-,109	,086
234678-DF	,488	,286	,318	,287	,337	-,326	,040	-,121	-,178	,226
1234678-DF	,115	,110	,077	,249	,093	-,295	-,109	-,204	-,011	-,270
TCDF	,626*	,619*	,626*	-,136	,571*	,153	,638*	,507	-,049	-,385
PeCDF	,522	,558*	,346	,254	,478	-,110	,134	,091	,011	-,074
HxCDF	,484	,448	,357	,339	,467	-,237	,061	-,020	-,132	,147
HpCDF	,225	,227	,198	,452	,335	-,208	-,088	-,130	-,231	,049
OCDF	,066	-,156	-,138	,256	-,105	-,503	-,082	-,353	-,182	-,204
PCDD	-,038	-,215	-,154	,277	-,088	-,437	-,094	-,323	-,093	-,333
PCDF	,544	,475	,418	,158	,462	-,182	,285	,119	-,176	-,102
PCDD/F	,214	,055	,049	,203	,104	-,446	,103	-,201	-,192	-,217
PCDD/F ITEQ	,258	,188	,258	,181	,236	-,284	,167	-,028	-,044	-,172
PCDD/F TE WHO <sub>m</sub>	,258	,188	,258	,181	,236	-,284	,167	-,028	-,044	-,172
PCDD/F TE WHO <sub>v</sub>	,027	,232	,225	-,090	,000	,130	-,118	,142	,341	-,494
PCDD/F + PCB TE WHO <sub>m</sub>	-,077	,099	-,115	,175	,011	-,017	,046	,108	,264	-,200

Tab. 32: Korrelationen zwischen den polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen und den Chlorpestiziden im Auflagehumus (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 7$ ).

Table 32: Correlations between the polychlorinated dibenzodioxins and -furans and the chloropesticides in the humus layers (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 7$ ).

	HCB	$\alpha$ -HCH	$\gamma$ -HCH	HCH	p,p-DDE	p,p-DDT	o,p-DDT	DDX	Aldrin	Dieldrin	cis-Chlordan
2378-DD	,429	,036	,321	,250	,250	-,071	-,071	-,071	-,821*	-,250	-,374
12378-DD	,321	-,286	,321	,071	,000	-,214	-,214	-,214	-,857*	-,429	-,571
123478-DD	,357	,393	,286	,464	,321	,214	,214	,214	-,536	,036	-,236
123678-DD	,321	,357	,500	,571	,321	,286	,286	,286	-,357	,036	-,236
123789-DD	,321	,357	,500	,571	,321	,286	,286	,286	-,357	,036	-,236
1234678-DD	,179	,286	,321	,429	,214	,071	,071	,071	-,429	,143	-,374
TCDD	,679	,393	,143	,393	,357	,536	,536	,536	-,679	-,107	,079
PeCDD	,500	,643	,607	,786*	,643	,464	,464	,464	-,286	,250	,059
HxCDD	,286	,286	,321	,429	,214	,179	,179	,179	-,500	-,036	-,335
HpCDD	,143	-,393	,357	,036	-,107	-,357	-,357	-,357	-,750	-,321	-,709
OCDD	,143	-,071	,464	,286	,071	-,179	-,179	-,179	-,571	-,179	-,611
2378-DF	,750	,857*	,500	,857*	,821*	,786*	,786*	,786*	-,286	,393	,433
12378-DF	,679	,750	,500	,821*	,679	,893**	,893**	,893**	-,107	,500	,473
23478-DF	,714	,714	,429	,750	,643	,821*	,821*	,821*	-,286	,286	,374
123478-DF	,679	,750	,500	,821*	,679	,893**	,893**	,893**	-,107	,500	,473
123678-DF	,679	,750	,500	,821*	,679	,893**	,893**	,893**	-,107	,500	,473
123789-DF	,429	-,179	,571	,286	,143	,071	,071	,071	-,607	-,321	-,335
234678-DF	,571	,679	,643	,857*	,643	,786*	,786*	,786*	-,036	,464	,335
1234678-DF	,571	,679	,643	,857*	,643	,786*	,786*	,786*	-,036	,464	,335
1234789-DF	,536	,714	,750	,929**	,714	,714	,714	,714	,000	,500	,296
TCDF	,750	,857*	,500	,857*	,821*	,786*	,786*	,786*	-,286	,393	,433
PeCDF	,821*	,643	,464	,714	,679	,786*	,786*	,786*	-,429	,107	,374
HxCDF	,893**	,607	,571	,750	,750	,821*	,821*	,821*	-,393	,143	,473
HpCDF	,750	,571	,821*	,857*	,786*	,643	,643	,643	-,286	,143	,296
OCDF	,286	,571	,714	,821*	,571	,393	,393	,393	,000	,571	,020
PCDD	,321	,036	,429	,321	,179	-,036	-,036	-,036	-,679	-,286	-,473
PCDF	,786*	,821*	,393	,786*	,750	,857*	,857*	,857*	-,321	,357	,473
PCDD/F	,536	,464	,679	,714	,571	,393	,393	,393	-,393	,000	-,039
PCDD/F ITEQ	,714	,714	,429	,750	,643	,821*	,821*	,821*	-,286	,286	,374
PCDD/F TE WHOm	,607	,643	,571	,786*	,607	,714	,714	,714	-,214	,250	,236
PCDD/F TE WHOv	,750	,857*	,500	,857*	,821*	,786*	,786*	,786*	-,286	,393	,433
PCDD/F + PCB TE WHOm	,643	,786*	,643	,893**	,786*	,679	,679	,679	-,214	,357	,296

Tab. 33: Korrelationen zwischen den polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen und den polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in den Fichtennadeln (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 13$ ).

Table 33: Correlations between the polychlorinated dibenzodioxins and -furans and the polycyclic aromatic hydrocarbons in the spruce needles (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 13$ ).

	Naph	Any	Flu	Phen	Fla	PAH
1234678-DD	-,008	-,294	,090	-,249	-,129	-,236
TCDD	,151	,178	,360	-,147	-,145	,139
PeCDD	,162	-,019	-,046	-,089	-,199	-,022
HxCDD	,022	-,311	,355	-,364	,041	-,121
HpCDD	,168	-,198	,387	-,566*	,267	,132
OCDD	,220	-,136	,327	-,540	,190	-,022
2378-DF	,193	-,260	,277	-,052	-,011	,203
12378-DF	,062	-,285	-,199	,187	,099	,249
23478-DF	-,080	-,215	,082	,282	,050	,242
123478-DF	-,215	-,277	,032	-,121	-,388	-,462
123678-DF	,215	,003	-,003	-,138	-,121	,028
234678-DF	-,162	-,301	-,070	,091	-,236	-,081
1234678-DF	,124	-,215	,364	-,240	-,171	-,082
TCDF	,129	,034	,061	,179	,014	,297
PeCDF	,044	-,271	,292	,029	-,165	-,044
HxCDF	,074	-,209	,012	-,043	-,118	-,016
HpCDF	,135	-,085	,162	-,269	-,198	-,099
OCDF	,163	-,278	,514	-,424	,064	,055
PCDD	,281	-,153	,549	-,552	,237	,104
PCDF	,143	-,158	,191	-,026	-,055	,137
PCDD/F	,250	-,153	,419	-,361	,072	,099
PCDD/F ITEQ	,050	-,288	,196	-,023	-,041	,077
PCDD/F TE WHOm	,050	-,288	,196	-,023	-,041	,077
PCDD/F TE WHOv	-,055	-,435	,061	,251	-,173	,077
PCDD/F + PCB TE WHOm	-,085	-,616*	,023	,118	,030	-,016

Tab. 34: Korrelationen zwischen den polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen und den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen im Auflagehumus (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 7$ ).

Table 34: Correlations between the polychlorinated dibenzodioxins and -furans and the polycyclic aromatic hydrocarbons in the humus layers (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 7$ ).

	Naph	Phen	Ant	Fla	Pyr	BaA	Chrys	BbF	BkF	BaP	Ind	PAH
2378-DD	,357	,321	,144	,214	,429	-,036	,000	,143	,090	,321	-,036	,143
12378-DD	,179	,143	,414	,000	,286	,200	,179	,250	,072	,143	,143	,143
123478-DD	,286	,393	,360	,429	,214	,109	-,071	,036	,306	,393	,036	,286
123678-DD	,357	,429	,613	,464	,179	,436	,107	,179	,487	,429	,286	,464
123789-DD	,357	,429	,613	,464	,179	,436	,107	,179	,487	,429	,286	,464
1234678-DD	,250	,286	,414	,357	,143	,055	-,179	-,107	,180	,286	-,071	,143
TCDD	,143	,500	,288	,464	,286	,491	,464	,536	,631	,500	,536	,643
PeCDD	,643	,679	,216	,714	,464	,273	,071	,214	,559	,679	,214	,536
HxCDD	,214	,321	,577	,357	,107	,273	,000	,071	,342	,321	,143	,321
HpCDD	,143	,036	,468	-,071	,214	,145	,071	,107	-,054	,036	,036	,000
OCDD	,286	,179	,577	,143	,179	,164	-,071	,000	,090	,179	,000	,107
2378-DF	,643	,857*	-,072	,893**	,607	,364	,321	,464	,775*	,857*	,429	,750
12378-DF	,464	,786*	,126	,857*	,464	,727	,607	,643	,937**	,786*	,750	,893**
23478-DF	,429	,750	,198	,786*	,429	,655	,536	,607	,883**	,750	,679	,857*
123478-DF	,464	,786*	,126	,857*	,464	,727	,607	,643	,937**	,786*	,750	,893**
123678-DF	,464	,786*	,126	,857*	,464	,727	,607	,643	,937**	,786*	,750	,893**
123789-DF	,321	,321	,541	,179	,357	,655	,536	,571	,432	,321	,571	,500
234678-DF	,536	,750	,288	,821*	,429	,764*	,536	,571	,901**	,750	,714	,857*
1234678-DF	,536	,750	,288	,821*	,429	,764*	,536	,571	,901**	,750	,714	,857*
1234789-DF	,679	,786*	,234	,857*	,500	,636	,393	,464	,829*	,786*	,571	,786*
TCDF	,643	,857*	-,072	,893**	,607	,364	,321	,464	,775*	,857*	,429	,750
PeCDF	,500	,786*	,144	,750	,536	,655	,607	,714	,883**	,786*	,714	,893**
HxCDF	,607	,857*	,018	,786*	,679	,727	,750	,857*	,937**	,857*	,821*	,964**
HpCDF	,821*	,857*	,126	,786*	,714	,636	,536	,679	,829*	,857*	,643	,857*
OCDF	,643	,607	,198	,714	,429	,291	,036	,107	,487	,607	,179	,429
PCDD	,321	,286	,523	,214	,250	,218	,036	,143	,216	,286	,107	,250
PCDF	,500	,821*	-,018	,857*	,536	,491	,464	,571	,847*	,821*	,571	,821*
PCDD/F	,643	,643	,378	,607	,464	,436	,214	,357	,595	,643	,357	,607
PCDD/F ITEQ	,429	,750	,198	,786*	,429	,655	,536	,607	,883*	,750	,679	,857*
PCDD/F TE WHOm	,500	,714	,360	,750	,393	,691	,464	,536	,847*	,714	,643	,821*
PCDD/F TE WHOv	,643	,857*	-,072	,893**	,607	,364	,321	,464	,775*	,857*	,429	,750
PCDD/F + PCB TE WHOm	,714	,821*	,090	,857*	,571	,400	,250	,393	,739	,821*	,393	,714

Tab. 35: Korrelationen zwischen den polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen und den Nitrophenolen in den Fichtennadeln (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $8 \leq n \leq 13$ ).

Table 35: Correlations between the polychlorinated dibenzodioxins and -furans and the nitrophenols in the spruce needles (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $8 \leq n \leq 13$ ).

	2-NP	4-NP	3-M-4-NP	4-M-2-NP	2,4-DNP	Sum NP
1234678-DD	,262	,430	-,014	,391	-,747**	-,048
TCDD	-,024	-,423	,147	-,385	,156	-,488
PeCDD	,234	-,102	,373	-,421	,276	,062
HxCDD	,214	-,079	-,446	,318	-,489	-,286
HpCDD	,048	,127	-,346	,436	-,467	-,452
OCDD	,286	,212	-,128	,482	-,511	-,167
2378-DF	-,024	-,370	,118	-,345	,016	-,500
12378-DF	,512	,080	,612*	-,339	,362	,366
23478-DF	,310	-,236	,337	-,236	,146	-,048
123478-DF	,405	,261	-,141	,136	-,401	,048
123678-DF	,216	,249	,689*	-,269	,103	,168
234678-DF	,407	,219	,514	-,232	,098	,144
1234678-DF	,333	-,055	,128	-,273	-,231	-,143
TCDF	-,048	-,333	,538	-,609*	,214	-,238
PeCDF	,190	-,139	,305	-,573	,198	-,048
HxCDF	,524	,164	,583	-,418	,209	,381
HpCDF	,595	,188	,305	-,191	-,077	,238
OCDF	,084	-,109	-,151	-,096	-,304	-,491
PCDD	,048	-,176	-,328	,155	-,264	-,500
PCDF	,143	-,176	,487	-,600	,137	-,190
PCDD/F	,262	-,115	,096	-,282	-,176	-,238
PCDD/F ITEQ	,333	-,018	,369	-,273	-,154	-,048
PCDD/F TE WHOm	,333	-,018	,369	-,273	-,154	-,048
PCDD/F TE WHOv	,214	-,139	,328	-,291	-,154	-,214
PCDD/F + PCB TE WHOm	,333	-,006	-,109	,036	-,324	,000

Tab. 36: Korrelationen zwischen den polychlorierten Biphenylen und Chlorpestiziden, Chloroform und Trichloressigsäure in den Fichtennadeln (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 13$ ).

Table 36: Correlations between the polychlorinated biphenyls and chloropesticides, chloroform and trichloroacetic acid in the spruce needles (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 13$ ).

	HCB	$\alpha$ -HCH	$\gamma$ -HCH	$\delta$ -HCH	HCH	p,p-DDE	p,p-DDT	DDX	TCM	TCA
PCB28	,315	,280	,549	,106	,443	-,001	,764**	,436	-,178	-,180
PCB52	,216	,139	,302	-,040	,263	-,082	,657*	,237	-,025	-,047
PCB101	,285	,248	,625*	,159	,570*	,000	,835**	,398	-,352	-,143
PCB138	,583*	,259	,308	-,067	,345	-,143	,715**	,249	-,331	,213
PCB153	,131	,301	,541	-,097	,379	,403	,649	,583*	,104	-,341
Sum6PCB	,427	,355	,482	-,054	,433	,048	,810**	,420	-,116	-,172
PCB77	-,143	,022	-,165	,062	-,148	,064	-,024	,088	,412	-,364
PCB81	-,148	-,006	-,209	,288	-,060	,310	-,452	,020	,247	,098
PCB105	,121	,171	,115	-,085	,038	-,012	,285	,212	,341	-,189
PCB114	-,401	-,343	-,115	,328	,027	-,307	,210	-,147	-,264	,042
PCB118	,192	,326	,220	-,356	-,011	,258	,203	,379	,423	-,396
PCB123	-,489	-,481	-,418	,147	-,473	-,200	-,304	-,252	,192	-,119
PCB126	-,341	-,219	-,250	,144	-,116	,062	,178	,139	-,008	,298
PCB156	,203	,541	,423	,062	,363	,570*	-,049	,495	,368	-,053
PCB157	-,093	,127	,082	,028	,088	,052	,191	,226	,016	-,133
PCB167	,033	,436	,500	,006	,324	,472	,143	,552	,368	-,242
PCB169	-,538	-,249	-,192	,062	-,225	-,041	-,179	-,108	,027	-,049
PCB189	-,506	-,274	-,041	,150	-,022	,256	,318	,349	,019	,007
Sum TE-PCB	,033	,210	,066	-,209	-,071	,220	,115	,314	,440	-,333
PCB TE WHOm	-,308	-,171	-,214	,119	-,088	,104	,194	,187	-,011	,277
PCB TE WHOv	-,231	-,066	-,264	,181	-,159	,023	-,091	,014	,341	-,235

Tab. 37: Korrelationen zwischen den polychlorierten Biphenylen und den Chlorpestiziden im Auflagehumus (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 7$ ).

Table 37: Correlations between the polychlorinated biphenyls and chloropesticides in the humus layers (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 7$ ).

	HCB	$\alpha$ -HCH	$\gamma$ -HCH	HCH	p,p-DDE	p,p-DDT	o,p-DDT	DDX	Aldrin	Dieldrin	cis-Chlor-dan
PCB28	-,618	-,164	,073	-,055	-,382	-,400	-,400	-,400	,309	-,091	-,602
PCB52	,198	,595	-,541	,018	,234	,396	,396	,396	,018	,162	,517
PCB101	,714	,714	,429	,750	,643	,821*	,821*	,821*	-,286	,286	,374
PCB138	,643	,750	,214	,643	,643	,643	,643	,643	-,393	,464	,335
PCB153	,750	,750	,214	,643	,643	,750	,750	,750	-,464	,286	,374
PCB180	,679	,714	,107	,571	,571	,714	,714	,714	-,429	,429	,374
Sum6 PCB	,750	,750	,214	,643	,643	,750	,750	,750	-,464	,286	,374
PCB77	,214	,464	,750	,786*	,464	,357	,357	,357	,036	,500	-,079
PCB81	,357	,607	,786*	,893**	,607	,571	,571	,571	,107	,607	,158
PCB105	,536	,714	,750	,929**	,714	,714	,714	,714	,000	,500	,296
PCB114	,536	,714	,750	,929**	,714	,714	,714	,714	,000	,500	,296
PCB118	,536	,714	,750	,929**	,714	,714	,714	,714	,000	,500	,296
PCB123	,500	,643	,607	,786*	,643	,464	,464	,464	-,286	,250	,059
PCB126	,607	,821*	,714	,964**	,821*	,750	,750	,750	-,036	,571	,394
PCB156	,750	,857*	,500	,857*	,821*	,786*	,786*	,786*	-,286	,393	,433
PCB157	,714	,893**	,571	,929**	,857*	,857*	,857*	,857*	-,107	,607	,532
PCB167	,714	,893**	,571	,929**	,857*	,857*	,857*	,857*	-,107	,607	,532
PCB169	,321	,536	,643	,750	,536	,321	,321	,321	-,179	,357	-,079
PCB189	,750	,857*	,500	,857*	,821*	,786*	,786*	,786*	-,286	,393	,433
Sum TE-PCB	,607	,821*	,714	,964**	,821*	,750	,750	,750	-,036	,571	,394
PCB TE WHOm	,607	,821*	,714	,964**	,821*	,750	,750	,750	-,036	,571	,394
PCB TE WHOv	,357	,607	,786*	,893**	,607	,571	,571	,571	,107	,607	,158



Tab. 38: Korrelationen zwischen den polychlorierten Biphenylen und den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in den Fichtennadeln (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 13$ ).

Table 38: Correlations between the polychlorinated biphenyls and the polycyclic aromatic hydrocarbons in the spruce needles (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 13$ ).

	Naph	Any	Flu	Phen	Fla	PAH
PCB28	,014	-,049	-,170	,154	,006	,306
PCB52	-,343	-,034	-,282	,410	-,321	-,136
PCB101	,098	,302	,046	,050	-,068	,227
PCB138	-,350	-,096	-,281	,386	-,201	,017
PCB153	-,303	-,019	-,114	,569	-,320	,046
PCB180	,056	,437	,018	,294	-,039	,279
Sum6PCB	-,251	,031	-,185	,375	-,326	-,006
PCB77	-,380	-,706**	-,084	,329	-,275	-,214
PCB81	-,591*	-,661*	-,303	,410	-,374	-,379
PCB105	-,404	-,610*	-,286	,535	-,198	-,071
PCB114	,201	,090	,136	-,286	,096	-,016
PCB118	-,325	-,526	-,301	,616*	-,209	,071
PCB123	-,030	-,401	-,194	-,196	,179	,022
PCB126	-,291	-,388	-,469	,304	,008	-,061
PCB156	-,473	-,610*	-,379	,795**	-,355	-,071
PCB157	,215	-,328	,269	,087	,256	,319
PCB167	-,154	-,520	-,251	,616*	-,058	,225
PCB169	,099	-,220	,280	,058	-,008	,005
PCB189	-,023	-,184	-,301	,153	,298	,253
Sum TE-PCB	-,358	-,678*	-,298	,578	-,168	,016
PCB TE WHOm	-,270	-,401	-,451	,318	,017	-,022
PCB TE WHOv	-,363	-,706**	-,049	,249	-,231	-,253

Tab. 39: Korrelationen zwischen den polychlorierten Biphenylen und den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen im Auflagehumus (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 7$ ).

Table 39: Correlations between the polychlorinated biphenyls and the polycyclic aromatic hydrocarbons in the humus layers (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 7$ ).

	Naph	Phen	Ant	Fla	Pyr	BaA	Chrys	BbF	BkF	BaP	Ind	PAH
PCB28	-,182	-,382	,789*	-,255	-,582	-,037	-,546	-,600	-,266	-,382	-,346	-,327
PCB52	-,162	,126	-,482	,216	-,072	-,413	-,234	-,162	,045	,126	-,234	,000
PCB101	,429	,750	,198	,786*	,429	,655	,536	,607	,883*	,750	,679	,857*
PCB138	,393	,679	-,216	,750	,500	,109	,179	,286	,541	,679	,214	,500
PCB153	,357	,714	-,054	,750	,464	,327	,357	,464	,703	,714	,429	,679
PCB180	,250	,643	-,162	,714	,429	,236	,321	,393	,613	,643	,357	,571
Sum6 PCB	,357	,714	-,054	,750	,464	,327	,357	,464	,703	,714	,429	,679
PCB77	,571	,536	,414	,643	,321	,455	,107	,143	,523	,536	,286	,464
PCB81	,643	,679	,288	,786*	,429	,582	,286	,321	,703	,679	,464	,643
PCB105	,679	,786*	,234	,857*	,500	,636	,393	,464	,829*	,786*	,571	,786*
PCB114	,679	,786*	,234	,857*	,500	,636	,393	,464	,829*	,786*	,571	,786*
PCB118	,679	,786*	,234	,857*	,500	,636	,393	,464	,829*	,786*	,571	,786*
PCB123	,643	,679	,216	,714	,464	,273	,071	,214	,559	,679	,214	,536
PCB126	,750	,857*	,018	,929**	,607	,473	,321	,429	,793*	,857*	,464	,750
PCB156	,643	,857*	-,072	,893**	,607	,364	,321	,464	,775*	,857*	,429	,750
PCB157	,679	,893**	-,144	,964**	,643	,436	,393	,500	,829*	,893**	,500	,786*
PCB167	,679	,893**	-,144	,964**	,643	,436	,393	,500	,829*	,893**	,500	,786*
PCB169	,607	,571	,270	,643	,393	,218	-,036	,071	,432	,571	,107	,393
PCB189	,643	,857*	-,072	,893**	,607	,364	,321	,464	,775*	,857*	,429	,750
Sum TE- PCB	,750	,857*	,018	,929**	,607	,473	,321	,429	,793*	,857*	,464	,750
PCB TE WHOm	,750	,857*	,018	,929**	,607	,473	,321	,429	,793*	,857*	,464	,750
PCB TE WHOv	,643	,679	,288	,786*	,429	,582	,286	,321	,703	,679	,464	,643

Tab. 40: Korrelationen zwischen den polychlorierten Biphenylen und den Nitrophenolen in den Fichtennadeln (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $8 \leq n \leq 13$ ).

Table 40: Correlations between the polychlorinated biphenyls and the nitrophenols in the spruce needles (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $8 \leq n \leq 13$ ).

	2-NP	4-NP	3-M-4-NP	4-M-2-NP	2,4-DNP	Sum NP
PCB28	,049	,244	,536	-,121	-,254	-,195
PCB52	,024	,177	,426	-,119	-,360	-,024
PCB101	,025	,151	,599	-,164	-,273	-,225
PCB138	-,025	,138	,425	-,359	-,025	-,135
PCB153	,109	,071	,463	-,173	-,321	-,109
PCB180	-,082	-,174	,598	-,522	,190	,082
Sum6PCB	-,120	,043	,453	-,384	-,245	-,263
PCB77	,357	,067	-,141	,073	-,522	-,143
PCB81	,714*	,358	-,223	,364	-,187	,357
PCB105	,071	,030	,241	-,136	-,302	-,167
PCB114	,429	,321	,137	,282	-,659*	,119
PCB118	-,048	-,224	,310	-,391	-,088	-,310
PCB123	,167	,358	-,296	,673*	-,467	-,143
PCB126	,443	,529	,128	,296	-,468	,395
PCB156	,619	,212	,465	-,173	,132	,429
PCB157	,286	-,079	,210	-,291	-,165	,095
PCB167	,476	,139	,656*	-,182	-,044	,238
PCB169	,524	,200	,169	-,045	-,505	,262
PCB189	,539	,383	,123	,533	-,528	,395
Sum TE-PCB	,190	-,115	,210	-,236	-,236	-,167
PCB TE WHOm	,405	,455	,155	,236	-,451	,333
PCB TE WHOv	,524	,152	-,205	,164	-,560*	,048

Tab. 41: Korrelationen zwischen den Chlorpestiziden, Chloroform, Trichloressigsäure, Nitrophenolen und polzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in den Fichtennadeln (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 13$ , bei den Nitrophenolen:  $8 \leq n \leq 13$ ).

Table 41: Correlations between the chloropesticides, chloroform, trichloroacetic acid, nitrophenols and polycyclic aromatic hydrocarbons in the spruce needles (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 13$ , except nitrophenols:  $8 \leq n \leq 13$ ).

	HCB	$\alpha$ -HCH	$\gamma$ -HCH	$\delta$ -HCH	HCH	p,p-DDE	p,p-DDT	DDX	TCM	TCA	2-NP	4-NP	3-M-4-NP	4-M-2-NP	2,4-DNP	Sum NP
$\alpha$ -HCH	,624*															
$\gamma$ -HCH	,538	,807**														
$\delta$ -HCH	-,113	-,051	,040													
HCH	,522															
p,p-DDE	,049	,602*	,547	-,256	,417											
p,p-DDT	,431	,372	,625*	-,050	,598*	,213										
DDX	,320	,714**	,784**	-,207	,654*											
TCM	-,286	,265	-,060	-,175	-,165	,420	-,343	,178								
TCA	,070	-,272	-,200	,538	,098	-,449	-,107	-,395	-,578*							
2-NP	-,429	-,049	,143	,708*	,357	,191	-,117	,109	-,286	,786*						
4-NP	-,394	-,166	-,139	,807**	,212	-,305	-,042	-,239	-,261	,787*	,810*					
3-M-4-NP	,273	,515	,770**	,058	,738**	,309	,587	,580	-,273	,213	,311	,286				
4-M-2-NP	-,573	-,615*	-,455	,647*	-,236	-,253	-,280	-,358	-,082	,419	,762*	,685*	-,378			
2,4-DNP	,659*	,497	,352	-,379	,225	,200	-,039	,218	-,077	,053	-,333	-,539	,118	-,545		
Sum NP	-,429	,146	,214	,537	,429	,218	-,156	,109	-,167	,929**						
Naph	-,116	,028	,151	-,209	,019	-,090	,088	,020	-,217	-,309	-,500	-,498	,256	-,401	,245	-,286
Any	-,034	,034	,232	-,169	,187	,030	,290	,067	-,413	-,116	-,415	-,250	,287	-,288	,124	-,024
Flu	-,055	-,110	-,116	-,244	-,249	-,262	-,184	-,283	-,052	-,490	-,512	-,725*	-,219	-,419	,098	-,708*
Phen	,188	,433	,353	-,208	,251	,615*	,180	,563*	,405	-,033	,355	,149	,343	-,173	,052	,327
Fla	-,041	-,290	-,066	-,274	-,212	-,167	,109	,011	-,305	-,049	-,357	-,430	-,046	,055	,319	-,333
PAH	,236	,083	,363	-,435	,088	,148	,395	,399	-,330	-,228	-,286	-,503	,301	-,282	,434	-,357

Tab. 42: Korrelationen zwischen den Chlorpestiziden im Auflagehumus (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 7$ ).

Table 42: Correlations between the chloropesticides in the humus layers (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 7$ ).

	HCB	a-HCH	g-HCH	HCH	p,p-DDE	p,p-DDT	o,p-DDT	DDX	Aldrin	Dieldrin
a-HCH	,607									
g-HCH	,464	,321								
HCH	,679									
p,p-DDE	,821*	,857*	,643	,893**						
p,p-DDT	,786*	,857*	,393	,786*	,821*					
o,p-DDT	,786*	,857*	,393	,786*	,821*	1,000**				
DDX	,786*	,857*	,393	,786*						
Aldrin	-,536	,143	-,036	,000	-,071	,000	,000	,000		
Dieldrin	,179	,500	,393	,607	,429	,536	,536	,536	,357	
cis-Chlordan	,571	,768*	,118	,493	,729	,808*	,808*	,808*	,296	,394

Tab. 43: Korrelationen zwischen den Chlorpestiziden und den polzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen im Auflagehumus (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 7$ ).

Table 43: Correlations between the chlorpesticides and the polycyclic aromatic hydrocarbons in the humus layers (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ,  $n = 7$ ).

	Naph	Phen	Ant	Fla	Pyr	BaA	Chrys	BbF	BkF	BaP	Ind	PAH
HCB	,643	,893**	-,360	,786*	,857*	,473	,714	,857*	,811*	,893**	,679	,857*
$\alpha$ -HCH	,607	,786*	-,378	,857*	,500	,164	,179	,321	,685	,786*	,286	,643
$\gamma$ -HCH	,857*	,714	,108	,679	,714	,600	,464	,536	,631	,714	,536	,643
HCH	,857*	,929**	-,108	,964**	,750	,546	,464	,571	,847*	,929**	,571	,821*
p,p-DDE	,893**	,964**	-,468	,929**	,857*	,309	,429	,607	,775*	,964**	,464	,786*
p,p-DDT	,536	,857*	-,306	,893**	,607	,564	,643	,714	,919**	,857*	,714	,893**
o,p-DDT	,536	,857*	-,306	,893**	,607	,564	,643	,714	,919**	,857*	,714	,893**
DDX	,536	,857*	-,306	,893**	,607	,564	,643	,714	,919**	,857*	,714	,893**
Aldrin	-,036	-,214	-,090	-,071	-,357	-,127	-,321	-,393	-,144	-,214	-,214	-,214
Dieldrin	,321	,464	-,252	,643	,357	,309	,286	,214	,450	,464	,321	,357
cis-Chlordan	,453	,630	-,706	,630	,493	,140	,374	,473	,577	,630	,374	,571