

Die Katharinenkirche in Oppenheim

Klimatische und Immissionseinflüsse auf Stein- und Glassubstanz

D. Kirchner und St. Brüggerhoff

1. Einleitung

Die folgenden Ausführungen enthalten eine Charakterisierung der Klima- und Immissionssituation an der Katharinenkirche in Oppenheim (Abb. 1). Das Datenmaterial wurde im Rahmen des Deutsch-Französischen Forschungsprogramms für die Erhaltung von Baudenkmalern gewonnen, in dem die Katharinenkirche eines von vier ausgewählten exemplarisch betrachteten Objekten ist. Das vorgestellte Meßprogramm umfaßt den Zeitraum von Januar 1992 bis Dezember 1993.

Die Messungen erfolgten in enger Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht, Rheinland-Pfalz (LfUG), dem an dieser Stelle noch einmal unser herzlichster Dank für das große Engagement ausgesprochen wird. Das LfUG hat für diesen Bericht sowohl seine Langzeitdaten zur Verfügung gestellt als auch umfangreiche eigene Messungen durchgeführt. Dabei leistete das Referat „Umweltmeteorologie“ Beiträge zur Einschätzung der klimatischen Situation in Oppenheim und speziell an der Katharinenkirche, während das Referat „Luftreinhaltung“ (Meßinstitut für Immissions-, Arbeits- und Strahlenschutz) Messungen der gasförmigen Immissionskomponenten SO_2 und NO_x sowie Stäubsammlungen über den gesamten Untersuchungszeitraum ausführte.

2. Zielsetzung

Zielsetzung der vorliegenden Arbeit ist es, eine Informationsgrundlage im Hinblick auf die Immissionsbelastung an der Katharinenkirche in Oppenheim zu schaffen. Auf dieser Basis soll eine Beurteilung der Schäden an Glas- bzw. Steinsubstanz (durchgeführt von weiteren Projektgruppen) bei diesem bedeutenden Kulturobjekt ermöglicht werden. Schwerpunkt der Untersuchungen bilden die „sauren“ Immissionskomponenten, deren hohe Schadensrelevanz in Bezug auf die Baumaterialien Stein und Glas in zahlreichen Fachpublikationen bereits grundsätzlich nachgewiesen werden konnte [1,2,3]. Neben den Immissionsdaten wurde auch



Abb. 1: Katharinenkirche in Oppenheim.

verschiedene Klimadaten erfaßt, bei denen zum einen eine Beeinflussung der Immissionen, zum anderen aber auch eine direkte Beeinflussung der Bausubstanz zu erwarten ist. Eine konkrete Verknüpfung der Immissions- und Klimadaten mit den Schadensphänomenen am Objekt oder die Schlußfolgerung zu Therapieempfehlungen muß in einem größeren Projektzusammenhang noch erfolgen.

Die Bearbeitung des Themas ist in zwei Teile gegliedert. Der erste Teil beinhaltet eine grundsätzliche Charakterisierung des Standortes Katharinenkirche/Oppenheim. Hier werden die vom LfUG an der Katharinenkirche ermittelten Schadstoffkonzentrationen sowie die entsprechenden Klimadaten in ihrem zeitlichen Verlauf vorgestellt und in ihrer Wechselwirkung beurteilt. Unter Zuhilfenahme von recherchierten allgemeinen Langzeitdaten wird zusätzlich versucht, die Entwicklung der Immissionssituation nachzuzeichnen. Durch den

Vergleich mit Referenzdaten aus Rheinland-Pfalz sowie der ebenfalls bearbeiteten Kathedrale St. Gation in Tours erfolgt eine Bewertung der Belastungssituation des Standortes.

Der zweite Teil der Arbeit umfaßt die eigentliche Forschungs- und Entwicklungsaktivität an der Katharinenkirche. Diese zielt auf die Optimierung verschiedener Meßsysteme ab, mit denen der kleinräumige Einfluß von Immissionskomponenten auf unterschiedlich exponierte Objektbereiche erfaßt werden kann. Diese punktuell registrierenden Sammler erlauben eine „Belastungskartierung“ des Objektes. Vergleichbare Untersuchungen laufen derzeit im Rahmen des EUREKA-Projektes EU 640 Eurocare WetDry-Deposition am Königlichen Schloß in Stockholm [4].

Die vorliegende Studie stellt somit einerseits die Bewertung einer Testphase dieser Meßeinrichtungen an einem exemplarischen Objekt dar, sie liefert andererseits jedoch auch konkrete Aussagen zur Belastung der Katharinenkirche im Meßzeitraum von Januar 1992 bis Dezember 1993.

3. Meßstrategie

Gemäß der oben ausgeführten Zielsetzung wird angestrebt, die für das Objekt bzw. den Ort Oppenheim ermittelten Globaldaten (Immissions- und Klimadaten) mit den Zuständen an einzelnen Objektpartien zu korrelieren, die sich in ihrer Orientierung, dem Abstand vom Bodenniveau und der Art der Abschirmung durch andere Baukörperteile unterscheiden. Im Vordergrund der Betrachtungen steht die Beschreibung und Erfassung der Deposition der Schadstoffe, da erst hierdurch der wirkliche Einfluß des Schadstoffes auf die jeweiligen Bauteile bewertet werden kann. Dabei werden sowohl die „trockene“ Deposition (Gase, Stäube, Aerosole) wie auch die „nasse“ Deposition (Regen, Ablaufwasser) betrachtet. Weiterhin wird die Auswirkung mit Hilfe von Sensorsystemen (Korrosionsraten-Messung) beurteilt.

3.1 Aufbau und Betrieb der Meßeinrichtungen

3.1.1 Klima- und Immissionsmeßeinrichtungen des LfUG

Das Referat Umweltmeteorologie des LfUG betreibt am Standort Oppenheim eine eigene Klimameßstation. Für den Untersuchungszeitraum 1992 -1993 wurden Datensätze folgender Parameter zur Verfügung gestellt:

- Temperatur und relative Luftfeuchte: ermittelt an der LfUG- Hauptverwaltung, Amtsgerichtsplatz (siehe Abb.3); Thermohygrometer (Gießener Hütte), 70 cm über Bodenniveau; Auswertung: Tagesmittelwerte, mittlere monatliche Tagesgänge.
- Niederschlag: LfUG-Hauptverwaltung (s.o.); Stundenwerte; Tagessummen.
- Wind: ermittelt an der Meßposition „Im Kläuerchen“ (Abb. 3).
- Windmast 6 m über Bodenniveau; Monatsstatistik mit Windrichtungen und Windgeschwindigkeiten.

An der Katharinenkirche selbst wurden während des Projektes noch zwei zusätzliche, temporäre Meßpunkte eingerichtet. Dazu wurden Thermohygrometer im Norden und Süden auf den Dächern der Seitenkapellen des Langhauses installiert (genaue Position siehe Abb. 12-14). Seit Mitte 1992 stehen damit auch entsprechende Temperatur- und Feuchtedaten von diesen objektspezifischen Punkten zur Verfügung. Zusätzliche Windinformationen werden durch zwei Windmasten im Norden und Süden des Langhauses in etwa 6 m Abstand zum Objekt ermittelt. Diese Windmessungen sind leider erst Mitte 1993 angelaufen, so daß derzeit noch keine abschließende Wertung gegeben werden kann.

Abb.2: Staubsammler, Standort im Süden der Kirche



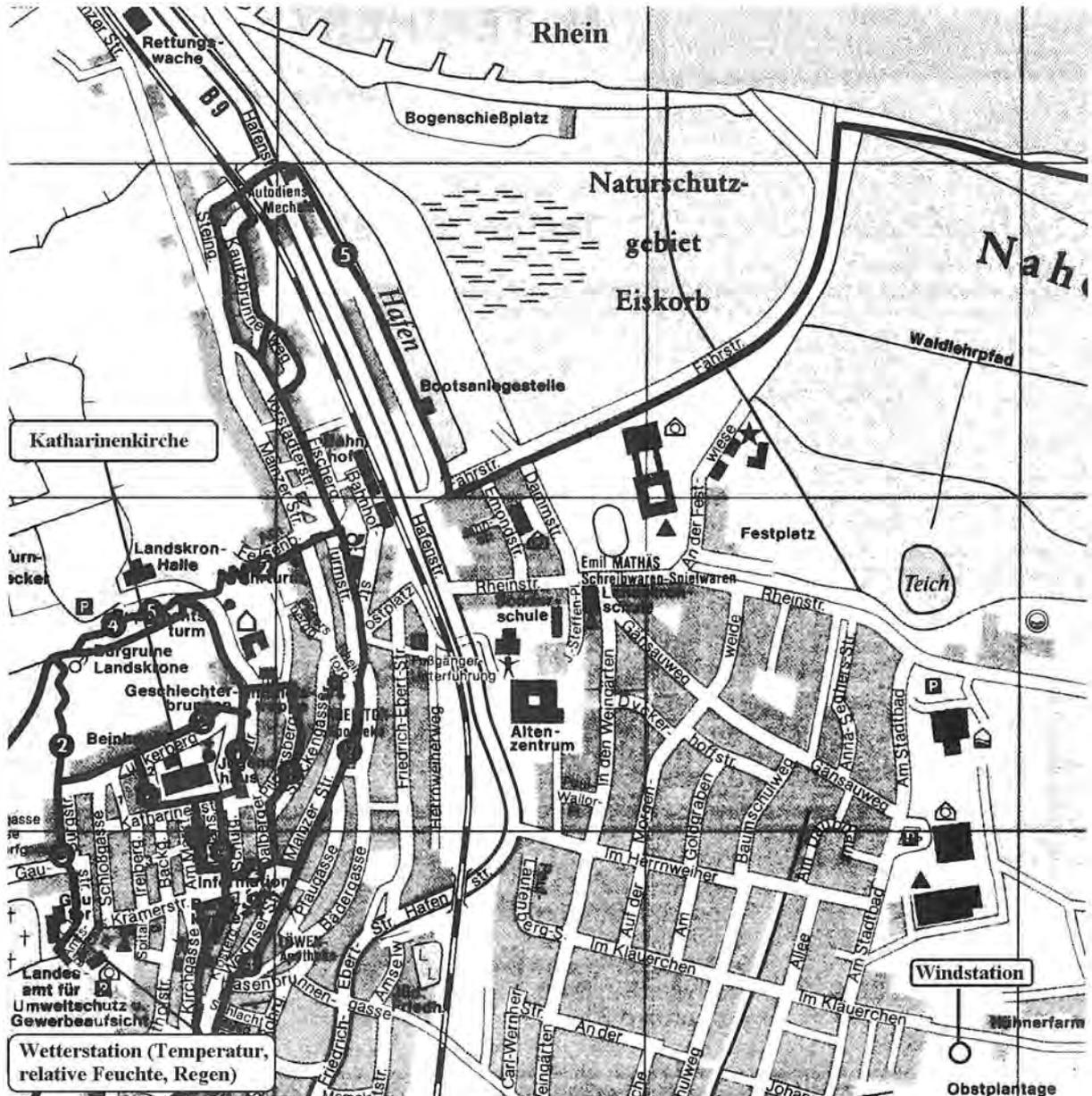


Abb.3: Ortsskizze von Oppenheim mit Standorten der Meßeinrichtungen.

Das Referat Luftreinhaltung installierte für den Untersuchungszeitraum zwei Meßgeräte, die die Schwefeldioxid- sowie die Stickstoffmonoxid- und Stickstoffdioxidkonzentration in der Außenluft kontinuierlich registrierten. Die Luftansaugung erfolgte im Bereich des südlichen romanischen Turms in etwa 7 m Höhe (aus einer nach Westen gerichteten Fensteröffnung, genaue Position siehe Abb. 12, 14). Es handelte sich um folgende Meßgeräte:

- SO₂: MONITORLABS ML 8850 (Prinzip: UV-Fluoreszenz,
- NO/NO_x: UPK-NO_x-Analysator (Prinzip: Chemolumineszenz).

Auswertung: Tagesmittelwerte (+ Maximalwerte); Monatsmittelwerte.

Zusätzlich wurde vor der Kirche (Vorplatz, Südseite) ein Staubsammler (Fa. DIGITEL) aufgestellt (Abb. 2). Das Gerät arbeitet nach dem in der VDI 2463, Blatt 9 [5] erläuterten Filterprinzip (LIS/P-Gerät; Luftdurchsatz: 400 Liter pro Minute, Abscheidung auf Membranfilter mit Porengröße 8 µm, Sammelintervall 3 Tage pro Filter).

3.1.2 SAM-Depositionssammler

Bei der „trockenen“ Deposition von Immissionskomponenten (gasförmige Schadstoffe, Stäube, Aerosole) erfolgt eine Absorption der Schadstoffe

in einem den Werkstoff bedeckenden Feuchtigkeitsfilm und eine anschließende Reaktion mit dem Material selbst. Zur Charakterisierung dieses Vorganges interessiert dabei weniger die kurzfristig vorhandene Konzentration eines Schadstoffes in der Umgebungsluft, als vielmehr eine Immissionsrate, d.h. die pro Flächeneinheit aufgenommene Gesamtmenge des Schadstoffes. Diese wird durch die mikroklimatischen Bedingungen des Standortes beeinflusst und ist von Standort zu Standort an einem Gebäude unterschiedlich. Vergleichende Betrachtungen der verschiedenen Standorte können daher die Unterschiede in den Gefährdungspotentialen aufdecken helfen.

Soll ein konkretes Material beurteilt werden, kann ein entsprechender Rezeptor aus diesem Material exponiert werden. Interessiert dagegen der allgemeine Vergleich der Schadstoffbelastung, z.B. weil die Einwirkung auf verschiedene Materialien beurteilt werden soll, ist ein standardisiertes „Fängersystem“ geeigneter. Für die Erfassung „saurer“ Schadstoffe (Schwefel- und Stickoxide sowie Chloride und Fluoride) sind verschiedene dieser „passiven“ Techniken entwickelt worden, die alle weitestgehend auf der Absorption der sauren Schadstoffe in alkalischen Fängermedien basieren. Hier seien die Immissions-Raten-Meß-Apparatur (IRMA) von Luckat [6], die Bleidioxid-Kerze nach HUEY [7], das DIA-Verfahren von Marfels [8] oder eine Passivsammleranordnung nach Dannecker [9] genannt.

Ein einfach handhabbares und kostengünstiges System schlägt Rumpel [10] basierend auf den Arbeiten von Wallar und Huey [11] vor. Der als oberflächenaktiver Monitor SAM (Surface Active Monitor) bezeichnete Rezeptor ist ein mit einer Alkalikarbonat-Lösung getränktes Glasfaserfilter, das in einer nach unten offenen Halterung einen Zeitraum von einigen Wochen exponiert werden kann. Anschließend werden durch Elution und chemische Analyse die deponierten Schadstoffe bestimmt.

Abb.4: SAM-Meßsystem „Karussell“, mit 3 nach unten gerichteten Sammlern, 90° zur Wandfläche.

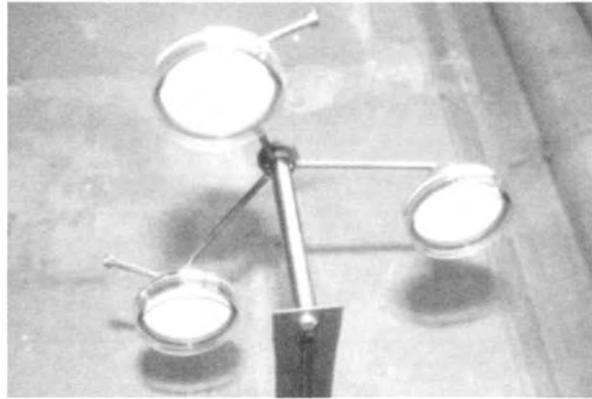
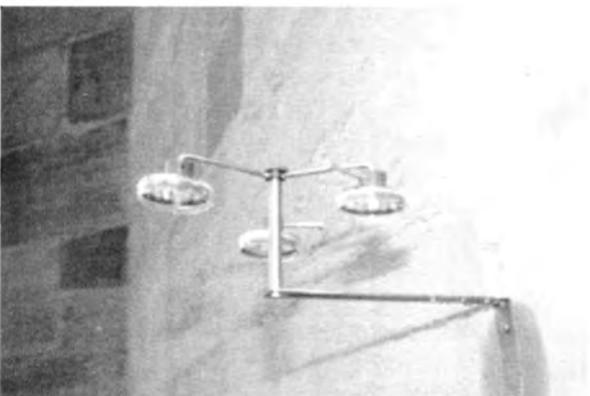
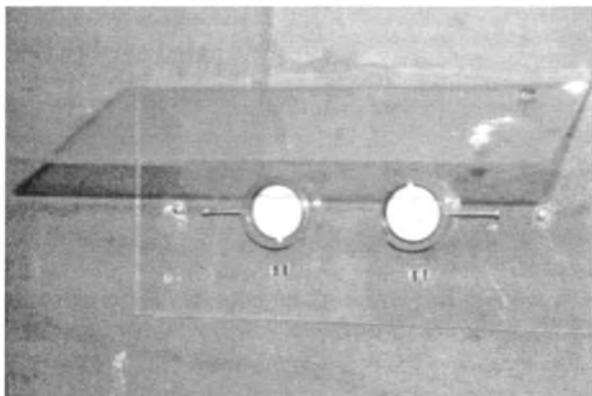


Abb.5: SAM-Karussell (Detail), konditionierte Filter sind mit Spannringen in einer Polystyrol-dose fixiert.

Diese SAM-Technik wurde für die Untersuchungen an der Katharinenkirche in zwei Modifikationen eingesetzt. Basierend auf der von Rumpel bereits beschriebenen Anordnung wurde ein frei rotierbares Karussell mit drei SAM-Sammlern konzipiert, das über einen Winkel eng an die interessierende Materialoberfläche montiert werden kann (Abb. 4, 5). Jeder Sammler besteht aus einer Polystyrol-dose mit einem Durchmesser von 50 mm. Die Dosen sind über Klemmschrauben mit den Karussellarmen verbunden und können so leicht montiert und demontiert werden. Als Absorptionsfläche dient ein speziell präpariertes (siehe unten) rundes Glasfaserfilter (d=50 mm, Fa. Schleicher & Schüll, No. 6), das im unteren Teil der Polystyrol-dose mit einem Klemmring befestigt ist. Bei Berücksichtigung der Überdeckung durch den Klemmring resultiert eine effektive Absorptionsfläche von 15,69 cm². Durch die nach unten geöffnete Anordnung ist ein Dach als Schutz vor dem Abspülen des Fängermediums vom Filter (durch Regen) nicht notwendig. Die interessierende Materialoberfläche und die Absorptionsfläche des Sammlers stehen bei dieser Anordnung in einem rechten Winkel zueinander.

Abb.6: SAM-Meßsystem „Dach“, mit 2 parallel zur Wand montierten Sammlern.



ist ein System hochkomplexer Prozesse, die von Schurath in [12] zusammengefaßt werden (Abb. 7).

Die „trockene“ Deposition kann über verschiedene Verbindungen (NO_2 , HNO_3 , NO_3 -Aerosole) laufen. Die Bestimmung des Nitratwertes, ohne Nitrit zu berücksichtigen, gibt also nur einen Anhaltspunkt, welche Bereiche eines Objektes stärker und welche schwächer belastet sind. Eine Bewertung der absoluten Höhe des Eintrages ist bei diesem komplexen System mit den einfachen Sammlern kaum möglich.

3.1.3 Niederschlag/Ablaufwassersammler

Als zweite Eintragsquelle von Schadstoffen wurde in Oppenheim auch die „nasse“ Deposition über den Regen betrachtet. Bei der nassen Deposition werden bereits gelöst vorliegende Schadstoffe über verschiedene Formen des Niederschlages (Regen, Nebel, Schnee) direkt auf die Materialoberfläche aufgebracht. Neben der Deposition und Reaktion mit dem Stein- oder Glasmaterial kann hierbei als Sekundärprozeß die mehr oder weniger starke lokale Auswaschung und der Transport von bereits gebildeten Reaktionsprodukten von der Oberfläche weg auftreten. Um diese Wechselwirkung zwischen den Niederschlägen und der Materialoberfläche

Abb.8: Kombiniertes Regen/Ablaufwassersammler direkt an einem Fenster der Katharinenkirche montiert.

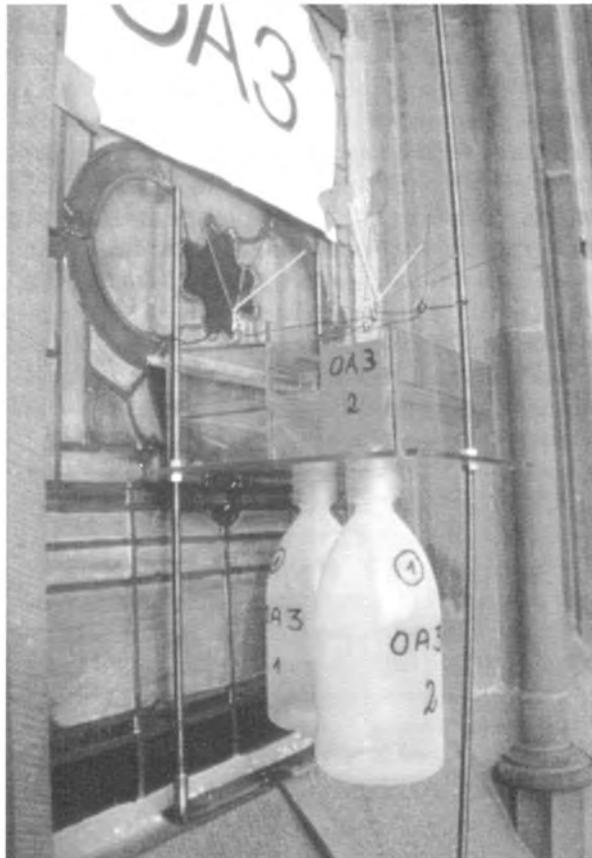


Abb.9: Ablaufwässer werden über eine Gummilippe in den Sammeltrichter geleitet

aufzuzeigen, sind in der vorliegenden Studie neben Analysen des auftretenden Regens gleichzeitig auch Ablaufwässer gesammelt und untersucht worden.

An dieser Stelle sei angemerkt, daß die Bezeichnungen naß und trocken bei den angewandten Sammelverfahren sicherlich nicht im absoluten Wortsinne verstanden werden dürfen. So können sicherlich Nebelereignisse auch bei dem zur Beschreibung der trockenen Exposition verwendeten SAM-System zu einer Schadstoffaufnahme führen. Andererseits werden in den verwendeten

Abb.10: Niederschläge und Ablaufwässer werden über Trichter in 1 Liter Sammelflaschen geleitet. Zum Taubenschutz sind Edelstahlspitzen aufgesetzt.



Niederschlagssammlern (siehe unten) in den trockenen Zwischenphasen auch Stäube angelagert, die bei den Regenereignissen teilweise gelöst und in die Sammelbehalter gespült werden.

Da beim Objekt Oppenheim besonders die historische Glassubstanz interessiert, wurde die Niederschlags/Ablaufwasser-Untersuchung an verschiedenen Glasfenstern (siehe Kap. 3.2) durchgeführt. Als Sammlersystem wurde ein am Institut für anorganische und angewandte Chemie der Universität Hamburg entwickeltes Zweikammersystem benutzt (Abb. 8). Die dem Fenster abgewandte Kammer (Trichter mit Öffnung 10x20 cm) fängt die Niederschläge auf. Die vordere Kammer wird mittels Gummilippe so an die Scheibe gedrückt, daß ablaufendes Niederschlagswasser durch einen 8 mm breiten ffnungsspalt in den Sammeltrichter läuft (Abb. 9). Durch den schmalen Schlitz soll ein zu starker Staubeintrag in diese Ablaufkammer verhindert werden. ber Schraubsysteme können die Sammelflaschen (1l), die unter den Trichtern montiert sind, leicht ausgetauscht werden (Abb. 10). Zum Schutz gegen Verschmutzung durch Tauben sind Drahtgeflechtspitzen aus V4A-Stahl über die Öffnungen gezogen.

Die Sammelintervalle wurden aus Praktikabilitätsgründen mit den Expositionszeiten der SAM-Systeme gekoppelt und betragen daher vier Wochen. Hierdurch kommt es natürlich zu einer deutlichen Mittelung über die verschiedenen Regenereignisse, was jedoch durchaus im Interesse einer zusammenfassenden Aussage beabsichtigt wurde. Bei den Wechseln wurden die Kammern nicht gespült, um so ein Staubgleichgewicht, ähnlich wie an der Materialoberfläche, zu erhalten.

Der erste Schritt in der Auswertung der Proben ist die Bestimmung der aufgefangenen Mengen über eine Wägung. Um eine ausreichende Menge an Probensubstanz für die nachfolgenden Bestimmungen zu gewährleisten, werden alle Proben mit soviel bidest. H₂O aufgefüllt, bis ein Volumen von 30 ml erreicht ist. Sind die aufgefangenen Mengen größer, wird auf diesen Schritt verzichtet. Bei diesem Vorgang muß in Kauf genommen werden, daß hierdurch evtl. Staubbestandteileverstrkt gelöst werden und bei der Konzentrationsangabe für das kleine Volumen ein zu hoher Wert resultiert. Alle Probeflaschen werden anschließend 30 min. geschüttelt, um ein Lösungsgleichgewicht mit den Staubbestandteilen zu erreichen. Nach der Filtration über ein Membranfilter (0,45 m) werden die Flüssigkeiten dann im Labor einer intensiven analytischen Auswertung unterzogen. Dabei werden zuerst pH-Wert und Leitfähigkeit bestimmt.

Die Anionen Sulfat, Nitrat, Chlorid werden ionenchromatographisch, analog den SAM-Proben, bestimmt. Die Analyse der Kationen Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium erfolgt mit einem ICP-Spektrometer PU 7000 (Fa. Unicam).

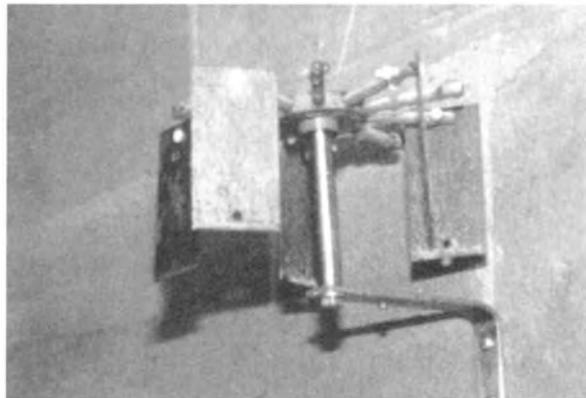


Abb.11: Korrosionsraten-Megestell mit Stahlblechen auf einem Mank'schen Karussell.

3.1.4 Korrosionsraten-Meßsysteme

Zielsetzung aller Untersuchungen ist letztlich, wie oben bereits angesprochen, die Aufklärung der Korrosionsaggressivitt an den verschiedenen Standorten des Gebäudes. Um den Einfluß auf die Materialien selbst beschreiben zu können, ist es deshalb zweckmäßig, neben den allgemeinen Schadstoff-Rezeptoren und Sammlern auch materialspezifische Sensorsysteme zu benutzen. In Oppenheim wurden von der Arbeitsgruppe um Fuchs auch Glassensoren [13] an verschiedenen Objektpositionen angebracht. Schwerpunkt war für diese Arbeitsgruppe jedoch die Beurteilung der Außenschutzverglasung (Ausführungen in [1]). Da zusätzliche Glassensoren für den vorliegenden Untersuchungszeitraum nicht zur Verfügung standen, wurden genormte Stahlbleche als Korrosionsindikatoren benutzt. Damit wird zwar der betrachtete Materialbereich verlassen, eine grobe, allgemeine Klassierung der Standorte sollte aber auch mit diesem System zu erzielen sein. Es sei hier schon darauf hingewiesen, daß derzeit Untersuchungen laufen, die die Korrelierbarkeit von Stahl-, Stein- und Glassensoren aufzeigen sollen.

Die Bestimmung der korrosiven Wirkung der Atmosphäre auf Werkstoffe durch Exposition von Stahlblechen auf einem Mank'schen Karussell ist ein genormtes Standardverfahren (VDI 3955, Blatt 1 [14]) Die Karusselle werden analog zu den SAM-Systemen mit einem Stahlwinkel an der Wand befestigt (Abb. 11). Auf dem frei rotierbaren Karussell sind fünf Stahlbleche (gemäß VDI 1623) montiert. Die Stahlbleche (100 x 50 x 1 mm) werden vor der Exposition entfettet und gewogen. Als Expositionszeit wurden in Anlehnung an die anderen Sammelintervalle ebenfalls vier Wochen gewählt. Die mit einer Korrosionsschicht (Rost) bedeckten Bleche werden nach der Exposition in einer frischen Beizlösung (1 l HCL (1,19 g/ml) + 2 l H₂O dest + 30 ml

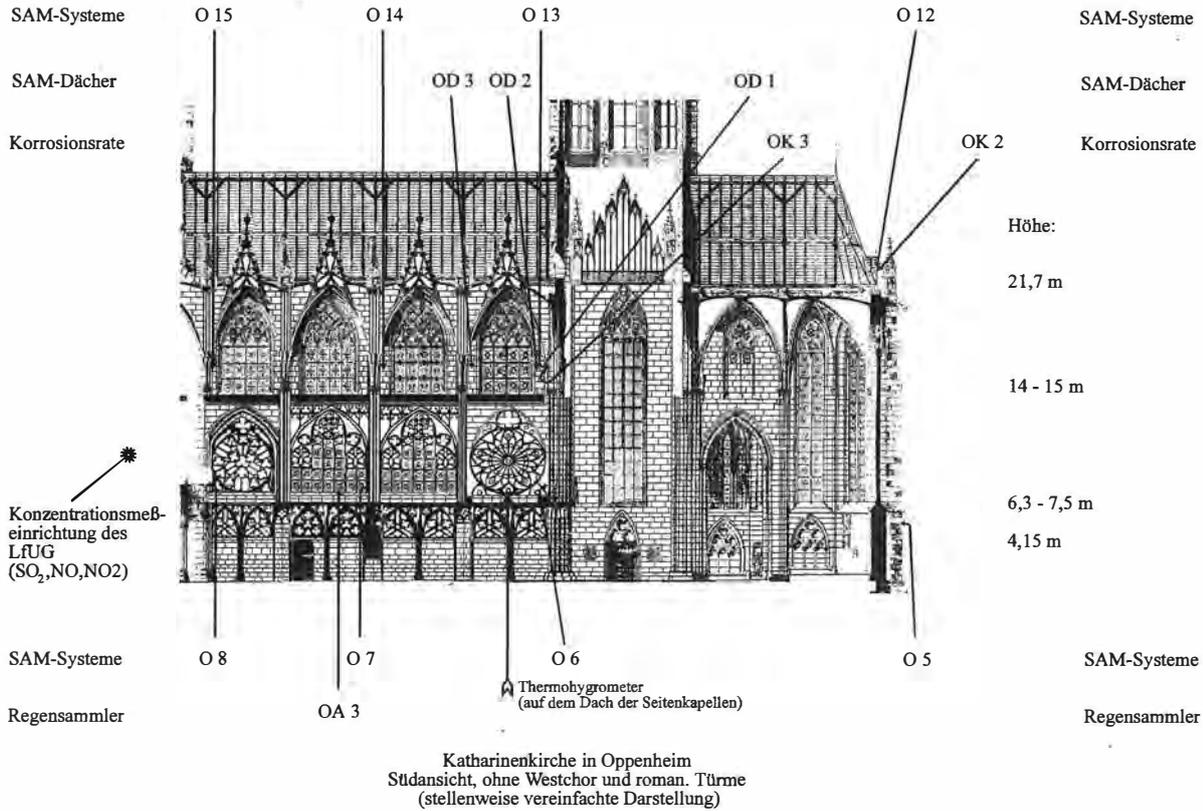
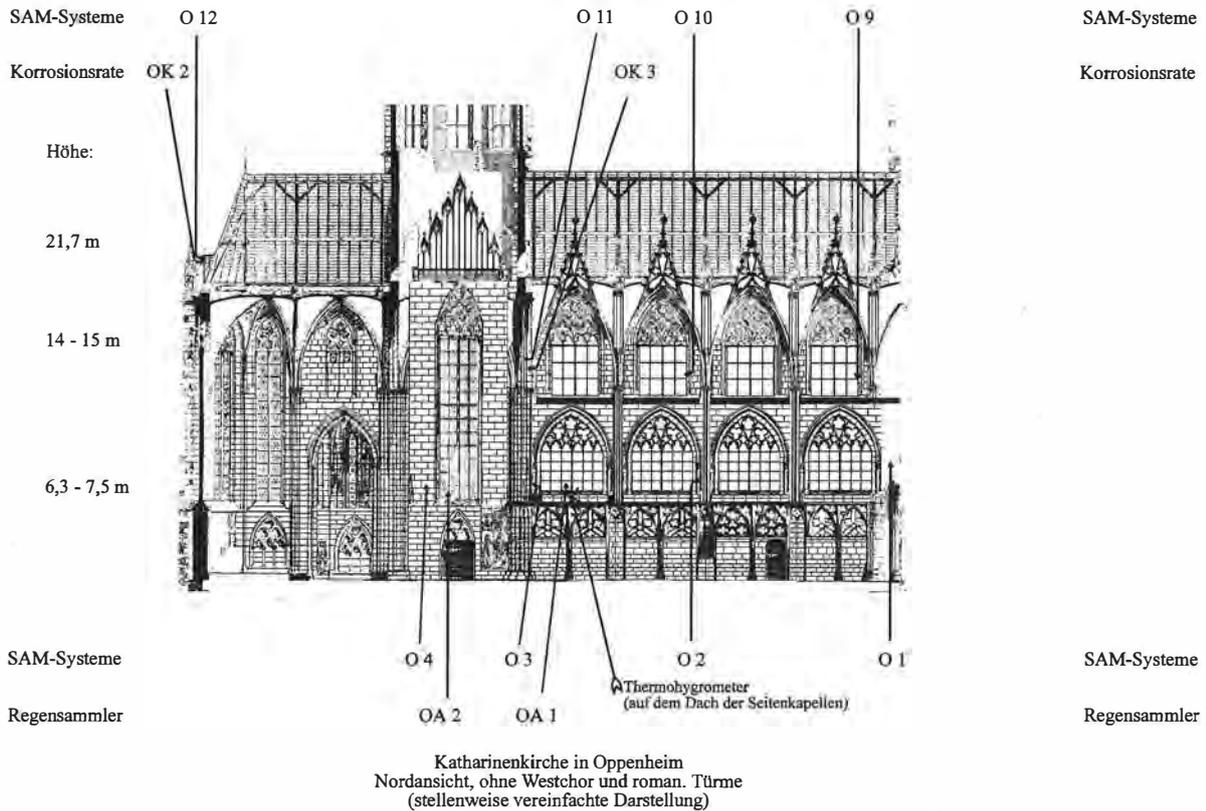
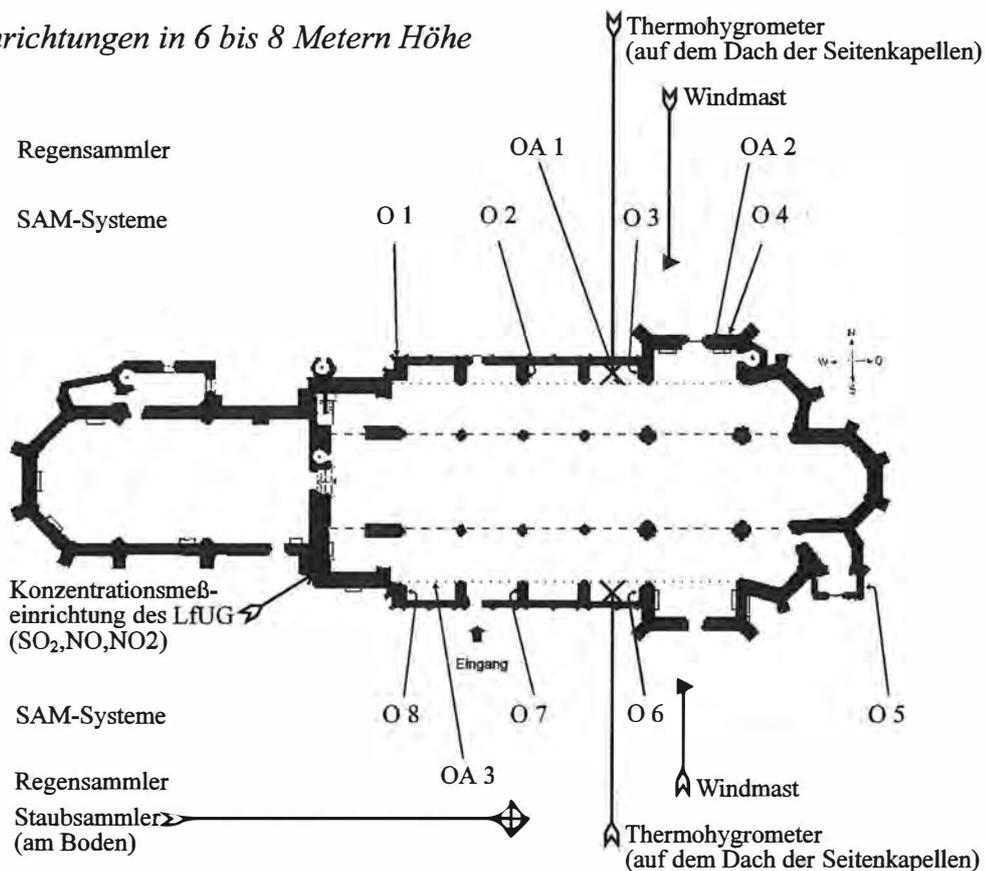


Abb.12: Positionen der verschiedenen Meßeinrichtungen an der Katharinenkirche in Oppenheim (Südsicht).

Abb.13: Positionen der verschiedenen Meßeinrichtungen an der Katharinenkirche in Oppenheim (Nordansicht).



Meßeinrichtungen in 6 bis 8 Metern Höhe



Meßeinrichtungen in 14 bis 15 Metern Höhe

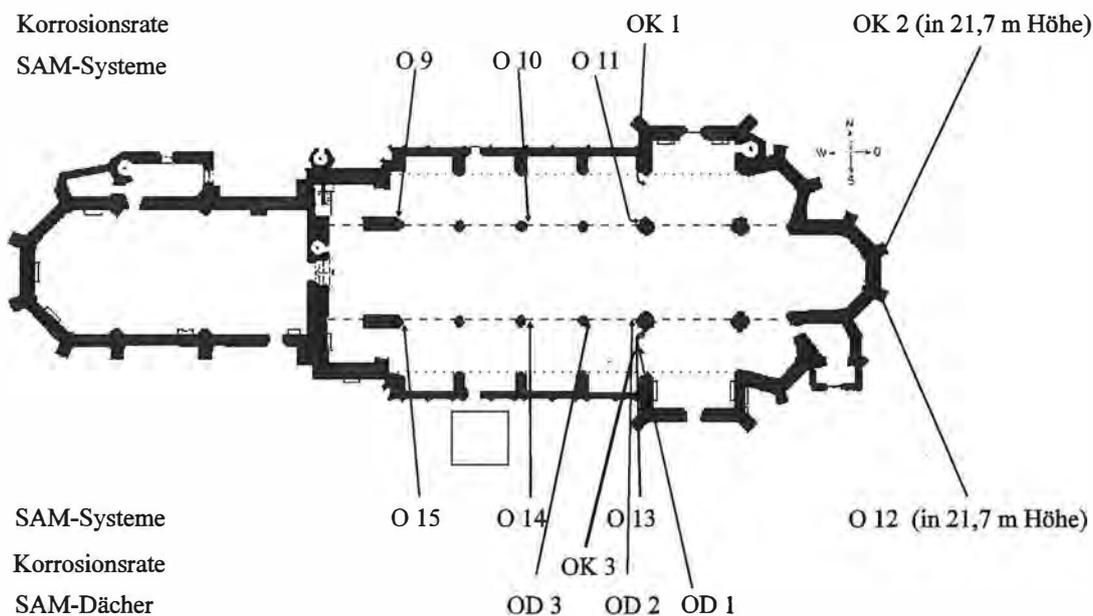


Abb.14: Positionen der verschiedenen Meßeinrichtungen an der Katharinenkirche in Oppenheim (Grundriß).

Formaldehyd 30%ig) von den Korrosionsschichten befreit. Nach einer Trocknung erfolgt eine erneute Wägung. Der Gewichtsverlust wird dann in Beziehung zur exponierten Fläche und zur

Expositionszeit gesetzt. Die resultierende Korrosionsrate (Gewichtsverlust) wird als Mittelwert über alle fünf Bleche auf einem Karussell in [g*m⁻²*d⁻¹] angegeben.

3.2 Position der Meßeinrichtungen am Objekt

Um dem Ziel der Studie gerecht zu werden, möglichst viele unterschiedliche Belastungssituationen an der Kirche erfassen zu können, wurde ein Netz von Sammlern über die Katharinenkirche (Langhaus und Ostchor) gelegt. Abb. 12 bis 14 geben die Positionen der unterschiedlichen Sammler wieder.

Bei den SAM-Systemen (Karusselle) wurden 15 Gestelle (O1 bis O15) installiert. Dabei wurden drei Höhenbereiche abgedeckt:

4 bis 6 m Höhe: Bereich der Seitenschiff-Fenster des Langhauses, Querhaus-Nordseite und Ostwand der Sakristei.

14 bis 15 m Höhe: (aus Zugänglichkeitsgründen nur Langhaus) Bereich der Obergaden-Fenster.

22 m Höhe: (aus Zugänglichkeitsgründen nur Ostchor) Bereich der Dachtraufe.

Bei der Positionierung wurde jeweils die Nähe zu den Fenstern mit ihrer historischen Glassubstanz gesucht (Abb. 15). Um Vergleiche zur Innenraumbelastung ziehen zu können, wurde auch in der Kirche ein Sammler exponiert. Er wurde unterhalb der Oppenheimer Rose in ca. 5 m Höhe montiert.

Die SAM-Dächer (OD1 bis OD3) dienen zur Überprüfung der Beeinflussung durch eine Ecksituation (Abb. 16). Sie wurden nur im Süden des Langhauses (Ecke zum Querhaus) im Obergadenbereich eingesetzt.

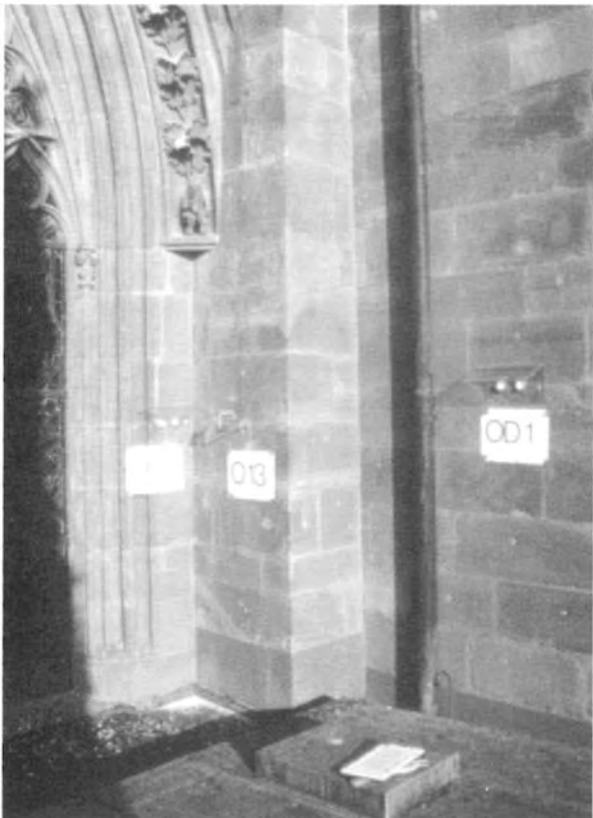
Bei den Regen/Ablaufwassersammlern (OA1 bis OA 3) bestand die Planung, sie an Fenstern der drei Himmelsrichtungen (Norden, Süden, Osten) zu montieren. Durch die während der Studie bereits anlaufende Außenschutzverglasung im Ostchor mußte diese Ausrichtung jedoch aufgegeben werden. Der Ost-Standort wurde durch eine Position am nördlichen Querhausfenster ersetzt. An der Nord- und Südseite des Langhauses wurde der Sammler jeweils an den Seitenschiff-Fenstern installiert (siehe Abb. 12, 13). Dabei besitzt das Fenster im nördlichen Seitenschiff bereits eine Außenschutzverglasung, die beiden anderen nicht. Neben der Nord-Süd-Differenzierung sollte bei den Ablaufwässern damit untersucht werden, ob ein Effekt durch die Staubbelegung, das Glasmaterial oder die Ablaufhöhe (Länge des Fensters) gegeben ist.

Insgesamt drei Korrosionsraten-Meßeinrichtungen (OK1 bis OK3) wurden installiert. Die Systeme wurden auf der Nord- und Südseite im Obergaden an den westlichen Querhauswänden befestigt. Hiermit sollte der Tatsache der überwiegend südwestlichen und westlichen Winde, verbunden mit Regenereignissen, Rechnung getragen werden. Ein dritter Sammler beschreibt die Situation der Ostseite. Er ist aus Gründen der Zugänglichkeit im Bereich eines Dachfensters etwas oberhalb der Traufkante des Daches montiert.



Abb.15: SAM-Karussel (O10) direkt neben Fenster, Obergaden, Nordseite.

Abb.16: Verschiedene SAM-Systeme in einer Ecksituation, Obergaden Südseite mit Querhauswand.



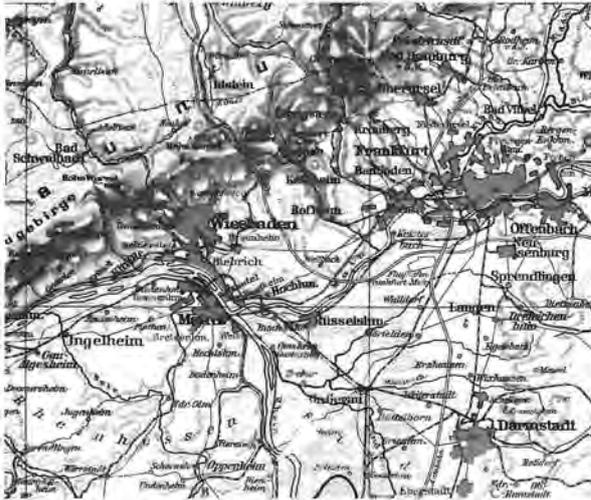


Abb.17: Topographische Karte des Rhein-Maingebietes

Die Positionen der unmittelbar im Bereich der Katharinenkirche installierten Meßeinrichtungen des LfUG sind ebenfalls den Abb. 12-14 zu entnehmen.

4. Ergebnisse der Untersuchung

4.1 Allgemeine Charakterisierung des Standortes

4.1.1 Geographischer Überblick

Die Stadt Oppenheim liegt etwa 17 km südsüdöstlich der Landeshauptstadt Mainz direkt am linken Rheinufer. Sie gehört zum Kreis Mainz-Bingen in Rheinland-Pfalz. Sie besitzt etwa 6000 Einwohner und ist ein typischer Weinanbau-Ort mit hoher touristischer Attraktivität.

Oppenheim liegt am westlichen Rand des Oberrheingrabens (Abb. 17). Die Oberrheinische Tiefebene (Hessisches Ried) erstreckt sich auf etwa 20 km Breite nach Osten. Nordwestlich steigt das Rheinhessische Hügelland mit Erhebungen bis 350 m an. Im Norden begrenzt in etwa 30 km Entfernung der Taunushauptkamm das Nördliche Oberrheintiefland.

Die Randlage im Oberrheingraben zeigt sich in der Tatsache, daß die Stadtfläche einen topographischen Höhenunterschied von 110 m (90 bis 210 m ü. NN) aufweist. Die Katharinenkirche selbst liegt im oberen Teil des eigentlichen Siedlungskernes (oberhalb der Altstadt) in einer Höhe von etwa 130 m ü. NN (siehe Ortsskizze, Abb. 2). Die lokale Situation an der Katharinenkirche ist gekennzeichnet durch die Lage an einem nach Nordnordwesten ansteigenden Hang. Die in typischer West-Ost-Orientierung erbaute Katharinenkirche weist daher eine sehr frei anströmbare Südseite und eine relativ stark abgeschirmte Nordseite auf, an der zusätzlich noch ein deutlicher Baumbestand zu registrieren ist.

4.1.2 Klimatische Charakterisierung

Seiner Lage im Oberrheingraben verdankt Oppenheim warme, oft schwülwarme Sommer und milde, schneearme Winter. In den Wintermonaten kommt es häufig zu dunstigen, nebeligen bzw. hochnebeligen Wetterlagen. Weitere Klimamerkmale sind die vergleichsweise hohe Sonnenscheindauer und eine gewisse Niederschlagsarmut.

Abb. 18 zeigt den Verlauf der Lufttemperatur im zweijährigen Untersuchungszeitraum. Dargestellt sind die Tagesmittelwerte, ermittelt an der Meßstation auf dem Gelände der LfUG-Hauptverwaltung, Amtsgerichtsplatz, in Oppenheim, etwa einen km von der Katharinenkirche entfernt (genaue Lage siehe Abb. 2). Die milde Witterung des Ortes zeigt sich in den vergleichsweise nur seltenen Frosttagen im Untersuchungszeitraum.

Die insgesamt recht hohe Luftfeuchtesituation, vor allem im Herbst und in den Wintermonaten ist in Abb. 19 zu erkennen. Hier sind die Tagesmittelwerte der rel. Luftfeuchte an der o.g. Meßstation im Meßzeitraum 1992-1993 aufgetragen.

In Abb. 20 sind stellvertretend der mittlere monatliche Tagesgang für Juni und Oktober 1993 dargestellt. In den Herbst- und Wintermonaten sinkt die Luftfeuchte kaum unter 80 % ab. Damit ist in diesen Monaten nahezu immer ein dünner, die Reaktion mit den Immissionskomponenten ermöglichender Feuchtefilm auf den betrachteten Stein- und Glas-

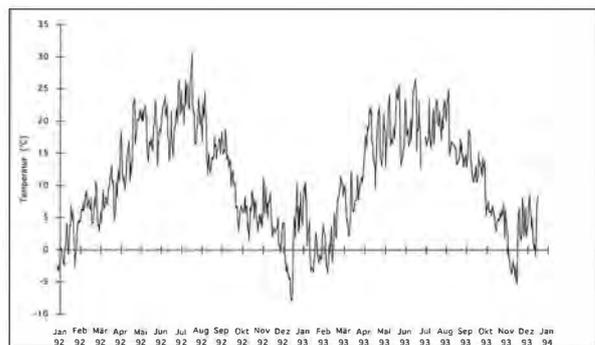
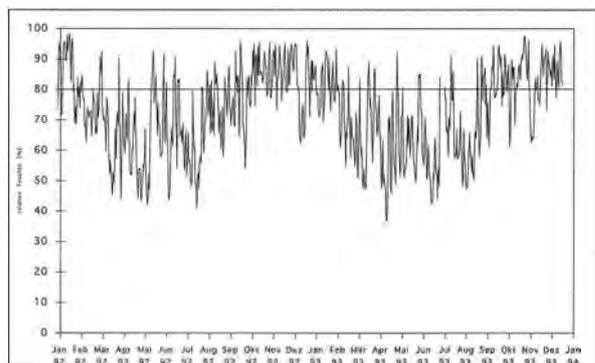


Abb.18: Temperaturverlauf (Tagesmittelwerte) im Meßzeitraum 1992 - 1993 am LfUG-Meßstandort in Oppenheim.

Abb.19: Relative Feuchte (Tagesmittelwerte) im Meßzeitraum 1992 - 1993 am LfUG-Meßstandort in Oppenheim.



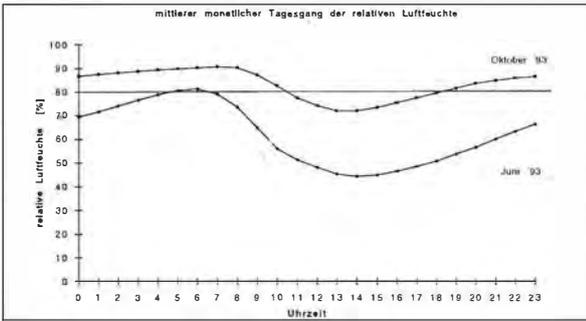
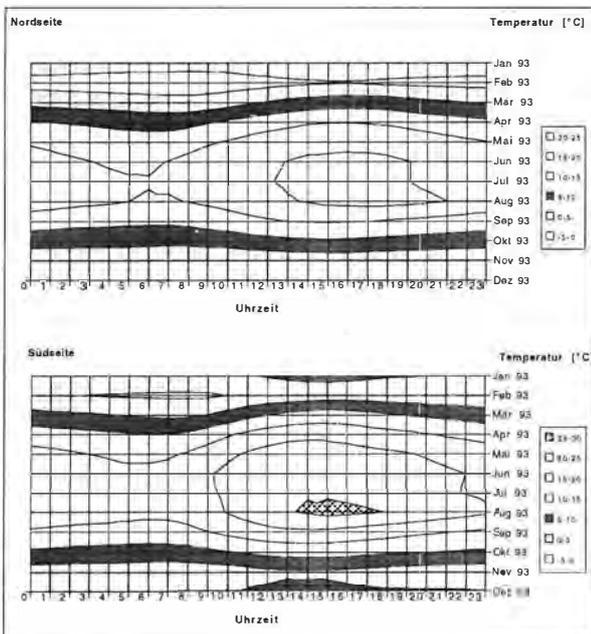


Abb.20: Mittlerer monatlicher Tagesgang der relativen Luftfeuchte (beispielhaft Juni 1993 und Oktober 1993) am LfUG-Meßstandort in Oppenheim.

materialien zu erwarten. Auch in den Sommermonaten ist zumindest kurzfristig, in den Morgenstunden, ein Anstieg der Luftfeuchte auf Werte um 80 % im Tagesgang zu beobachten.

Wie die Temperatur- und Luftfeuchtemessungen direkt an der Kirche zeigen, beeinflusst der große Baukörper die kleinklimatische Situation natürlich beträchtlich (Abb. 21, 22). Abb. 21 vergleicht für 1993 zusammenfassend die mittleren monatlichen Tagesgänge der Lufttemperatur an der Nord- und Südseite der Kirche (Position der Thermohygrometer siehe Abb. 12-14). Die stark besonnte Südseite erwärmt sich stärker als die abgeschirmte Nordseite. Durch die Wärmespeicherung ist auch der nächtliche Auskühlungseffekt deutlich verzögert. Erst in den Morgenstunden ist in etwa wieder ein Ausgleich bei den Temperaturen hergestellt. Diese Temperaturwechsel werden zu Spannungen im beeinflussten Material führen, zumal zu erwarten ist, daß die Oberflächentemperatur noch extremer

Abb.21: Mittlere monatliche Tagesgänge der Lufttemperatur für den Meßzeitraum 1993, Vergleich der Nord- und Südseite der Katharinenkirche.



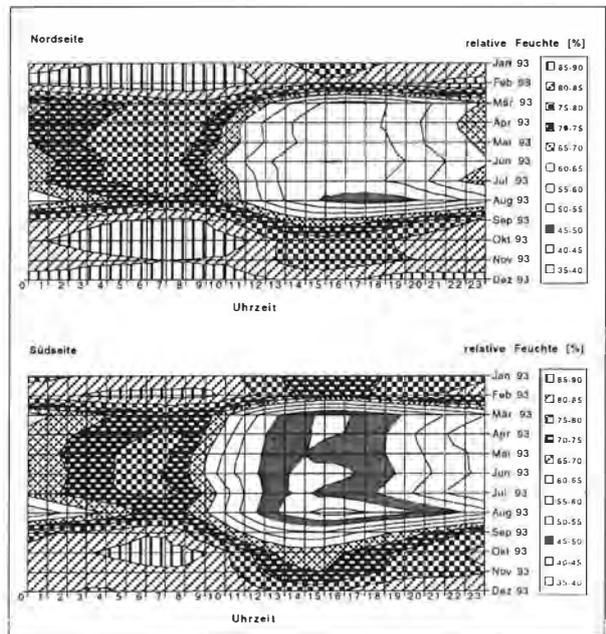
als die Lufttemperatur durch die Sonneneinstrahlung beeinflusst sein wird. Der Gang der Temperatur ist im Süden meist ausgeprägter als im Norden. An Hand der vorliegenden Daten müssen daher unterschiedliche Belastungszustände im Norden und Süden angenommen werden.

Dieser o.g. Effekt spiegelt sich natürlich auch in den Werten der relativen Luftfeuchte wieder (Abb. 22). Während die Nordseite in den Herbst- und Wintermonaten nahezu im gesamten Tagesgang Luftfeuchtwerte von 80 % und darüber aufweist, ist im Süden zumindest in den frühen Nachmittagsstunden eine Abnahme deutlich unter diese Grenze festzustellen. In den Sommermonaten ist der Anstieg der Luftfeuchtwerte in den frühen Morgenstunden im Süden nur kurzfristig (ca. 1-2 h) an die kritische Marke von ca. 80 % (siehe oben) zu beobachten, im Norden herrschen diese Bedingungen doppelt solange.

Die relative Niederschlagsarmut des Gebietes zeigt sich im Vergleich der Jahresniederschlagsmengen für 1992 in Oppenheim (553,6 mm) und an anderen rheinland-pfälzischen Meßstationen (Waldstationen) Dunzweiler/Westpfalz (676,7 mm), Leisel/Hunsrück (753,7 mm) oder Herdorf/Westerwald (788,6 mm) [15]. Abb. 23 gibt ein detailliertes Bild über die Niederschlagsereignisse im Untersuchungszeitraum 1992 und 1993. Hier sind die Tagessummen, die an o.g. Meßstationen ermittelt wurden, aufgetragen.

Dabei zeigt sich, daß beide Jahre in Bezug auf die Gesamtniederschlagssumme (1992: 553,6 mm; 1993: 498,8 mm) den langjährigen Mittelwert von 529,9 mm in etwa erreichen. In den einzelnen Monaten treten jedoch z.T. gravierende Abwei-

Abb.22: Mittlere monatliche Tagesgänge der relativen Luftfeuchte für den Meßzeitraum 1993, Vergleich der Nord- und Südseite der Katharinenkirche.



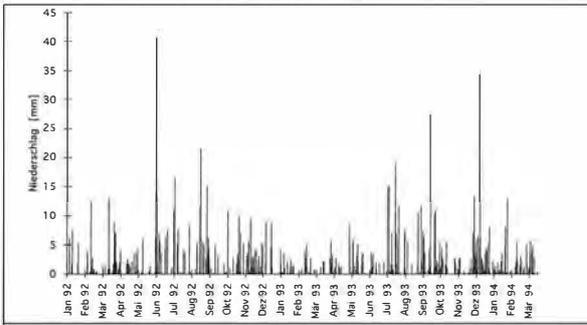


Abb.23: Niederschlagsmengen (Tagessummen) im Meßzeitraum 1992-1993 ermittelt am LFUG-Meßstandort in Oppenheim.

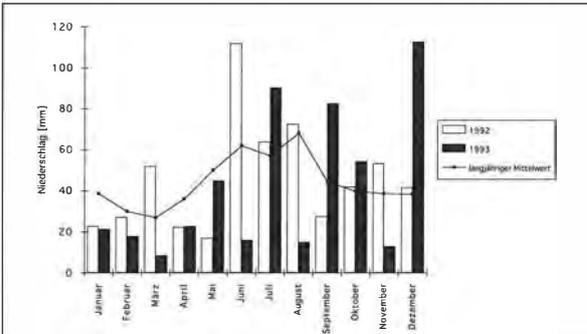


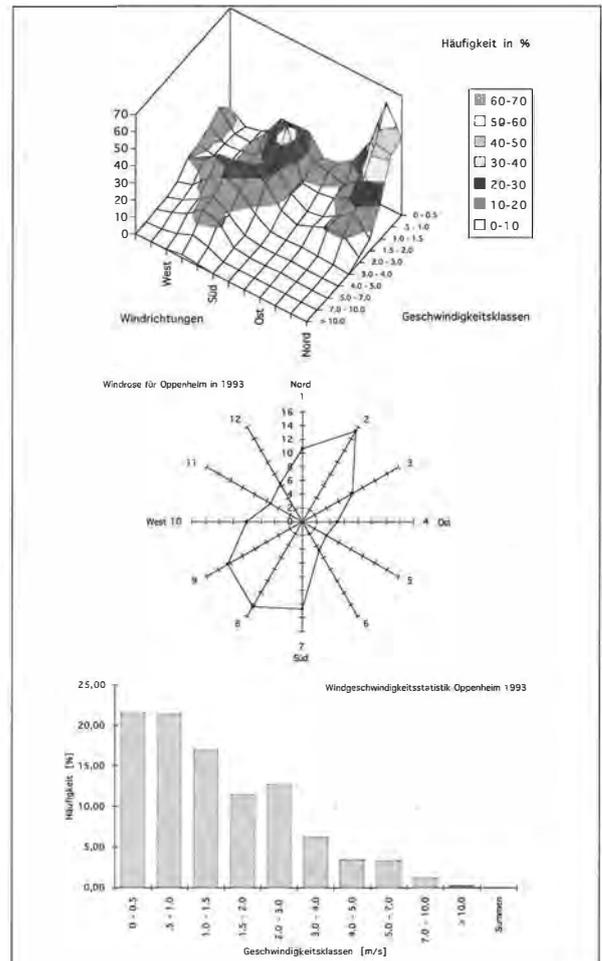
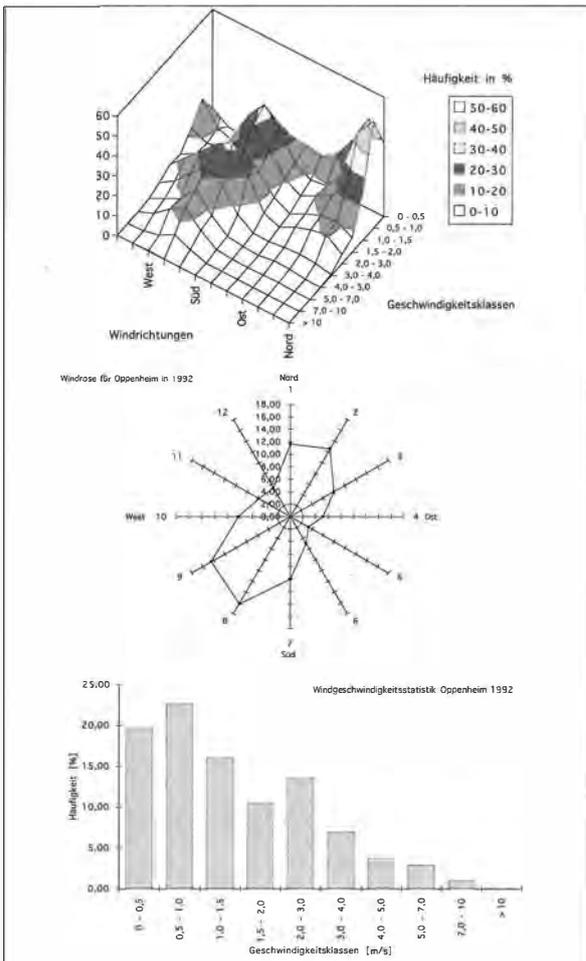
Abb.24: Niederschlagsmengen (Monatssummen) im Meßzeitraum 1992-1993 verglichen mit den Normalwerten (langjährigen Mittelwerten) für den Standort Oppenheim.

ten, daß die Niederschlagsintensität in den Sommermonaten üblicherweise höher als in den Wintermonaten ist. Dies läßt sich möglicherweise durch heftige Gewitterereignisse in den schwülwarmen Sommermonaten erklären.

Eine Erfassung der Nebelereignisse war leider nicht möglich, da entsprechende apparative Voraussetzungen nicht vorhanden waren. Um trotzdem eine entsprechende Einschätzung des Standortes geben zu können, sei auf die Situation im ca. 15 km entfernten Mainz verwiesen. Gemäß einem langfristigen Mittel (Zeitraum 1951 - 1980) ist dort mit 40 Nebeltagen zu rechnen. Für Wiesbaden werden 31 Nebeltage angegeben. Das Rhein-Main-Gebiet gilt damit als nebelreich [16].

Die Abb. 25 a und b geben einen Überblick über die Windstatistik in Oppenheim (Meßstation „Im Kläuerchen“, siehe Abb. 2). Die Diagramme enthalten, für beide Untersuchungsjahre getrennt, sowohl die Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen (Windrose), eine Klassierung der auftretenden Windgeschwindigkeiten sowie die Zusammenfassung der Daten in einem Diagramm, das eine Beurteilung der Häufigkeit von Windgeschwindig-

Abb. 25 a und b: Windstatistik für den Standort Oppenheim („Im Kläuerchen“): Windrichtungen und Windgeschwindigkeiten; a für



keiten aus bestimmten Richtungen zuläßt. Deutlich ist zu erkennen, daß zwei Orientierungen in südwestlicher und nordöstlicher Richtung bevorzugt sind, die in etwa mit der Streichrichtung des Taunus-Hauptkammes übereinstimmen. Die Windstatistik weist dabei die nordöstlichen Windrichtungen als überwiegend gering aus. Bei den südwestlichen Richtungen sind zwei Maxima in der Windstatistik zu erkennen. Neben den Schwachwinden gibt es hier ein zweites Maximum bei der höheren Windstärkeklasse 2 bis 3 m/s, was vermutlich durch atlantische Einflüsse bedingt ist.

Für die Katharinenkirche selbst gelten nochmals spezifische Windverteilungen, die durch den Baukörper und seine Lage am Hang gegeben sind. Untersuchungen des LfUG (Windmasten direkt an der Nord- und Südseite der Kirche), die derzeit leider noch nicht abgeschlossen sind, lassen jetzt schon umlaufende Winde und unterschiedliche Staudrücke bei verschiedenen Baukörperteilen (siehe auch Kap. 4.2.1 Trockene Deposition) erkennen.

4.1.3 Charakterisierung der Immissions-situation

Die Stadt Oppenheim ist bei großräumiger Betrachtung von vier größeren Belastungszentren umgeben (Abb. 26). Im Nordnordwesten, in ca. 20 km Entfernung, liegt der Ballungsraum Mainz/Wiesbaden. Hier finden sich Anlagen der Wärme- und Energieerzeugung, der Steine, Erden-, Glas- und Keramikindustrie, zur Metallverarbeitung und der chemischen Industrie [16]. Der Großraum Frankfurt ist ca. 30 km nordöstlich gelegen. Auch hier liegt ein breites Spektrum unterschiedlicher Industriezweige vor. Ca. 20 km östlich von Oppenheim liegt die Großstadt Darmstadt, in 40 km Entfernung im Süden der Chemieballungsraum Mannheim/Ludwigshafen.

Die Kleinstadt Oppenheim selbst weist keine größeren Industrieansiedlungen, sondern nur kleinere Gewerbebetriebe auf. Schwerpunkt ist der Weinanbau und der Tourismus. Abgesehen von dem in den Ort fließenden Tourismusverkehr belasten der Durchgangsverkehr auf der Bundesstrasse 9, die Rheinschiffahrt und die Bundesbahnstrecke Mainz - Mannheim den Ort.

Die Hauptanteile bei den für die Inhalte dieser Studie relevanten Immissionskomponenten nehmen das Schwefeldioxid und die Stickoxide ein. Abb. 27 zeigt die über den gesamten Meßzeitraum erfaßten Tagesmittelwerte der SO_2 -Konzentration, die direkt an der Katharinenkirche gemessen wurden (Lage der Meßposition siehe Kap. 3.2, Abb. 12, 14). Der deutliche Jahresgang läßt sich sehr gut mit der Temperatur korrelieren (Abb. 28), so daß der

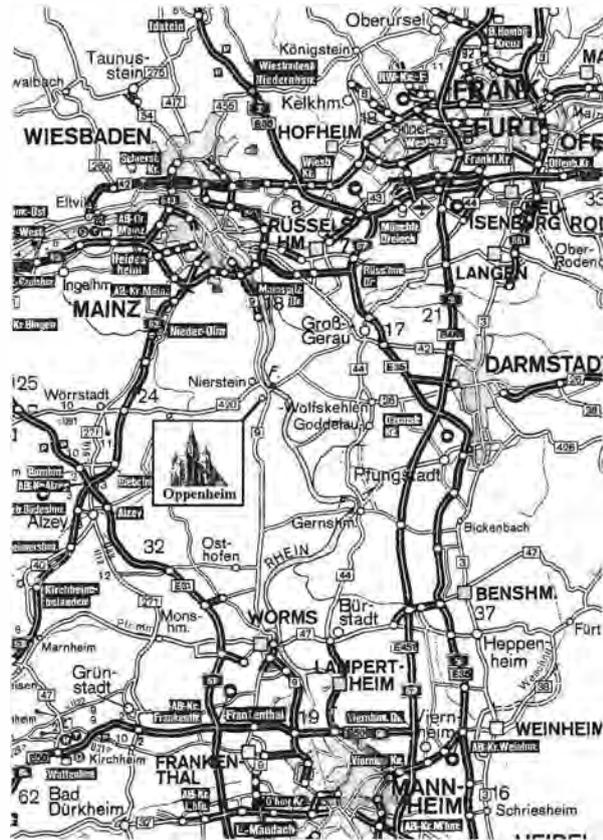
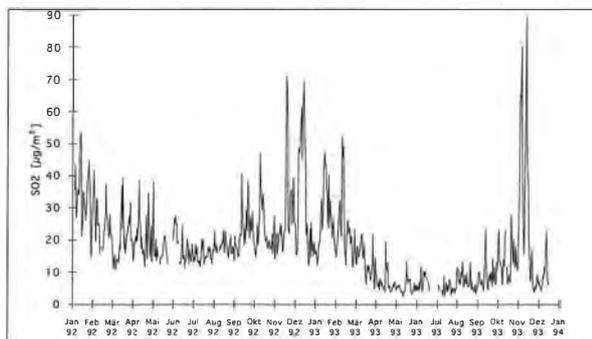


Abb.26: Lage der Stadt Oppenheim im Hinblick auf umgebende Belastungsgebiete.

SO_2 -Einfluß überwiegend auf den allgemeinen Hausbrand in den Winterheizperioden zurückgeführt werden kann (Oxidation des Schwefels im Brennstoff).

Bei der Betrachtung dieser Ergebnisse erstaunt allerdings die Tatsache, daß im Jahre 1992 eine deutlich höhere Grundbelastung als 1993 festzustellen ist. Der Jahresmittelwert für 1992 liegt bei $22,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Vergleich zu $14,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für 1993. Verglichen mit anderen rheinland-pfälzischen Meßstationen, liegt der Wert für 1992 damit sogar über dem mittlerem SO_2 -Gehalt für Belastungsgebiete [17] (Abb. 29).

Abb.27: Verlauf der SO_2 -Konzentration (Tagesmittelwerte) im Meßzeitraum 1992-1993, gemessen direkt an der Katharinenkirche.



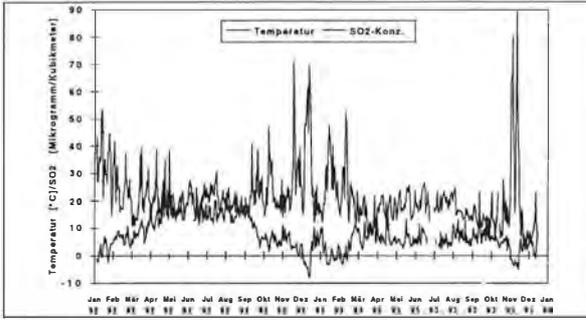


Abb.28: Beziehung zwischen Temperatur und SO₂-Konzentration am Standort Oppenheim.

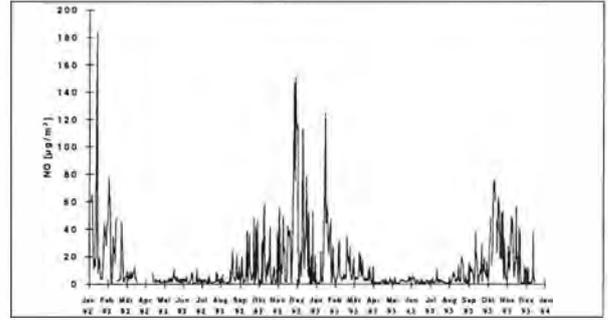


Abb.31: Verlauf der NO-Konzentration (Tagesmittelwerte) im Meßzeitraum 1992-1993, direkt an der Katharinenkirche gemessen.

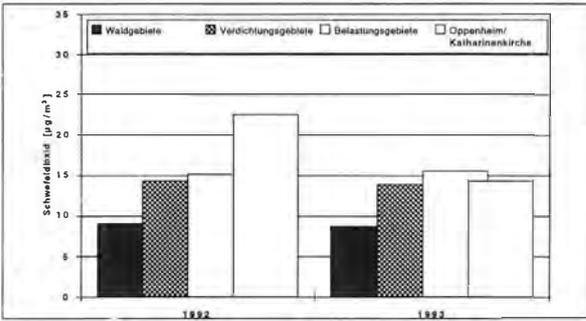


Abb.29: Immissionsseitige Einordnung des Standortes Oppenheim; Jahresmittelwerte für SO₂; Vergleich mit verschiedenen belasteten Gebieten in Rheinland-Pfalz (allgemeine Daten aus [17]).

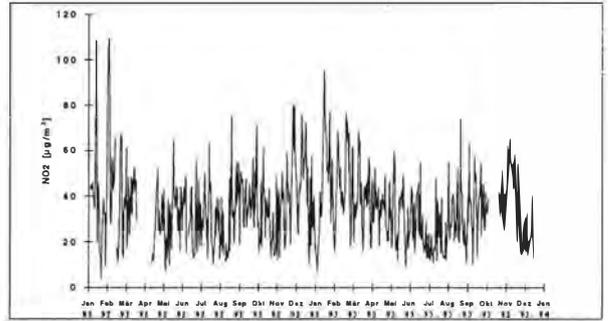


Abb.32: Verlauf der NO₂-Konzentration (Tagesmittelwerte) im Meßzeitraum 1992-1993, direkt an der Katharinenkirche gemessen.

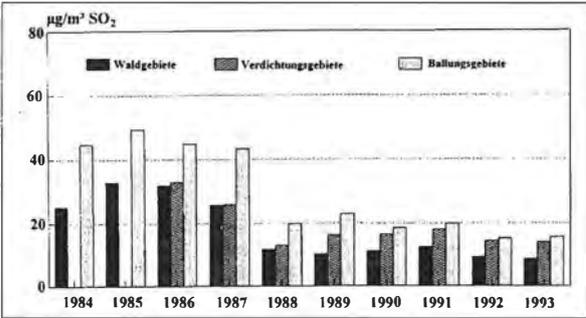


Abb.30: Langfristige Entwicklung der SO₂-Konzentration in verschiedenen belasteten Gebieten in Rheinland-Pfalz (nach Borchert[17]).

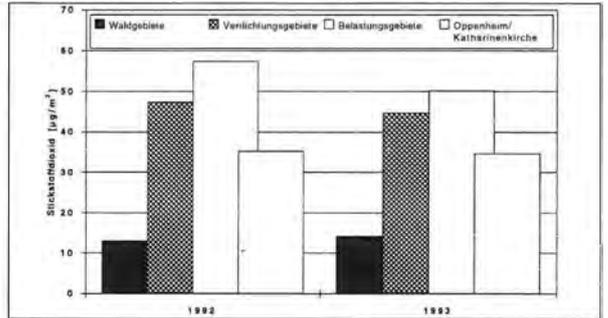


Abb.33: Immissionsseitige Einordnung des Standortes Oppenheim; Jahresmittelwerte für NO₂; Vergleich mit verschiedenen belasteten Gebieten in Rheinland-Pfalz (allgemeine Daten aus [17]).

Das SO₂-Jahresmittel für 1993 dagegen spiegelt die erwartete Situation eines Verdichtungsgebietes wider. Diese Diskrepanz kann nur mit lokalen Einflüssen auf das Objekt begründet werden, deren genaue Ursachen jedoch von uns derzeit nicht angegeben werden können. In der langfristigen Entwicklung sind diese Werte jedoch immer noch als relativ gering anzusehen (Abb. 30).

So ist als Belastung der Vergangenheit (vor dem Wirksamwerden der Großfeuerungsanlagenverordnung und dem Ausbleiben von kalten Ostwindlagen (Ferntransport [18])) mit SO₂-Jahresmittelwerten von 60 µg/m³ SO₂ und höher zu rechnen. Die hierdurch deponierten Schadstoffgehalte sind, wenn keine Ausspüleffekte stattgefunden haben, noch im Material „gespeichert“ und stellen die „Sünden“ der Vergangenheit dar.

Die Höhe der Stickoxidgehalte läßt sich sehr stark auf die Verkehrsbelastung eines Standortes zurückführen. NO₂ entsteht als Sekundärprodukt durch Oxidation des Stickstoffmonoxids (NO) mittels Peroxiden, Ozon und Luftsauerstoff. Das Primärprodukt NO wird bei Verbrennungsprozessen mit hohen Temperaturen, so z.B. in hochverdichteten Otto-Motoren der modernen Kraftfahrzeuge oder aber in den Flammspitzen bei mit Gas betriebenen Feuerungs- und Heizungsanlagen sowie auch in Ölbrennern erzeugt [17]. Auf Grund seiner Reaktionsträgheit hat das NO als direkt wirkender Schadstoff eher untergeordnete Bedeutung. Da es aber über die komplexen chemischen Prozesse im Gleichgewicht mit dem reaktiveren NO₂ und weiteren Stickoxiden steht [12], ist eine Betrachtung der NO-Gehalte ebenfalls sinnvoll. Wie

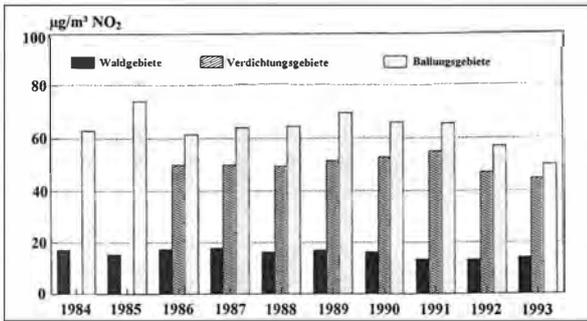


Abb.34: Langfristige Entwicklung der NO₂-Konzentration in verschiedenen belasteten Gebieten in Rheinland-Pfalz (nach Borchert [17]).

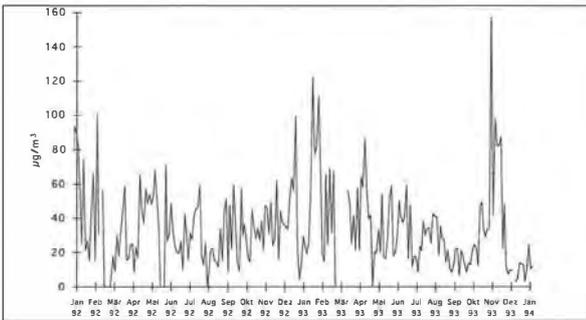


Abb.35: Schwebstaubmengen (Integralwerte über drei Tage) im Meßzeitraum 1992-1993 ermittelt an der Katharinenkirche.

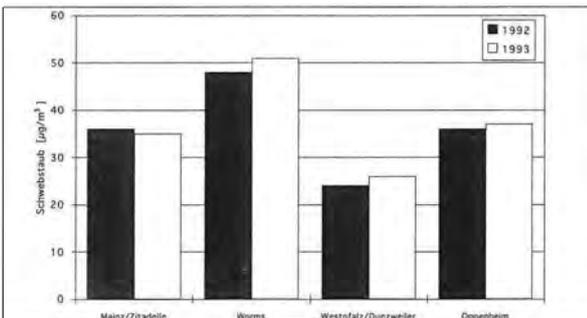


Abb.36: Immissionsseitige Einordnung des Standortes Oppenheim; Jahresmittelwerte der Tagessummen für Schwebstaub; Vergleich mit verschiedenen belasteten Gebieten in Rheinland-Pfalz (allgemeine Daten aus [15, 19]).

oben bereits erwähnt, stehen die Stickoxidgehalte und die bodennahen Ozonkonzentrationen in einem direkten Wechselwirkungsverhältnis. Da beim Ozon jedoch kein direkter, schädigender Angriff auf die Stein- bzw. Glassubstanz zu erwarten ist, wurde diese Komponente nicht in das Meßprogramm an der Kirche aufgenommen. Hier sei auf die generellen Datenerhebungen an den ZIMEN-Stationen in Rheinland-Pfalz verwiesen [15,16,17,19].

Hier sind die Jahresmittelwerte der beiden Untersuchungsjahre im Vergleich zu den mittleren Gehalten von drei unterschiedlichen Klassen an Immissionsgebieten aufgetragen. Dabei zeigt sich, daß der Standort der Katharinenkirche den Wert für Verdichtungsgebiete deutlich unterschreitet und daher die typische Situation einer Kleinstadt einnimmt. Die Betrachtung der langfristigen

Entwicklung in Rheinland-Pfalz (Abb. 34) weist erst mit Einführung des Katalysators bei Kraftfahrzeugen einen leichten Rückgang der NO₂-Konzentration auf. Die in Abb. 33 angegebenen Jahreswerte für Oppenheim können deshalb voraussichtlich entsprechend in frühere Jahre zurückextrapoliert werden.

Neben den gasförmigen Immissionskomponenten sind auch die Einträge durch die festen Bestandteile aus der Atmosphäre zu berücksichtigen. In Oppenheim wurden deshalb auch Messungen der Schwebstaub-Gehalte vorgenommen. Abb.35 gibt einen Überblick über den Jahresgang der Schwebstaubmengen bei einer Integrationszeit von drei Tagen. Der Jahresgang mit leichten Maxima im Winter ist nur schwach ausgeprägt, was durch das weitestgehende Ausbleiben des Schadstoff-Ferntransportes aus östlichen Richtungen zu erklären ist [16,18]. Abb. 36 zeigt zum Vergleich die Staubbelastung an einigen ausgewählten Standorten in Rheinland-Pfalz. Ein mittlerer Tageswert (Jahresmittelwert) von etwa 36 µg/m³ in Oppenheim entspricht in etwa den Werten des Großraumes Mainz.

Bei der Betrachtung der Belastung muß angenommen werden, daß die staubintensiven Steinmetz-Arbeiten an der Katharinenkirche, die innerhalb des Meßzeitraumes stattgefunden haben, zu dem Staublevel beitragen. Hierfür spricht auch die Zusammensetzung des Staubes. Durch eine röntgendiffraktometrische Untersuchung wurde Quarz als Hauptbestandteil ausgemacht. Feldspäte und Glimmer sind als Nebenbestandteile zu erkennen. In geringem Umfang ist auch Gips im Diagramm festzustellen. Damit entspricht die Staubzusammensetzung einem typischen Abtrag des Buntsandsteinmaterials der Katharinenkirche. Diese Zusammensetzung ist aber auch gültig für einen normalbelasteten Bereich. Die Ergebnisse der detaillierten Untersuchungen zu den löslichen Staubinhaltsstoffen werden in Kap. 4.2.2 vorgestellt.

4.2 Kleinräumige Schadstoff-Belastung

Die folgenden Ausführungen beschreiben die Ergebnisse der kleinräumigen Schadstoff-Untersuchung. Dabei wird z.T. als Vergleich die Kathedrale St. Gatien in Tours herangezogen, an der vergleichbare Untersuchungen im Projekt durchgeführt wurden.

4.2.1 Trockene Deposition

Abb. 37 gibt einen grundsätzlichen Überblick über die Form der Ergebnisse, die mit den SAM-Systemen gewonnen werden. In der Abbildung

sind Immissionsraten für Sulfat und Nitrat von zwei ausgewählten Sammler-Positionen in Oppenheim und Tours aufgetragen. Als vergleichbare Standorte wurden jeweils die nach Osten orientierten möglichst hoch (ca. 20 m und damit weitestgehend frei anströmbar) installierten Sammler ausgewählt (Oppenheim: OD 12; Tours: T 10).

Belastung durch urbane Heizanlagen anzunehmen und ein deutlicher Industrieinfluss auszuschließen. Dies wurde für Tours durch Aussagen von Fleuri [20] bestätigt. Die SO₂-Immissionsraten unterscheiden sich an beiden Standorten nur in den Spitzenwerten im Winter. Diese sind für Oppenheim deutlich höher als für Tours. Eine Aussage, ob dies tatsächlich durch höhere SO₂-Schadstoff-Konzentrationen (Einfluß der umgebenden Ballungsräume) oder aber durch höhere Windgeschwindigkeiten [21] der ausgewählten Position in Oppenheim bedingt ist, kann leider nicht gemacht werden, da

Abb.37: Vergleich der Immissionsraten an den Sammler-Positionen O12 und T10 in Oppenheim und Tours.

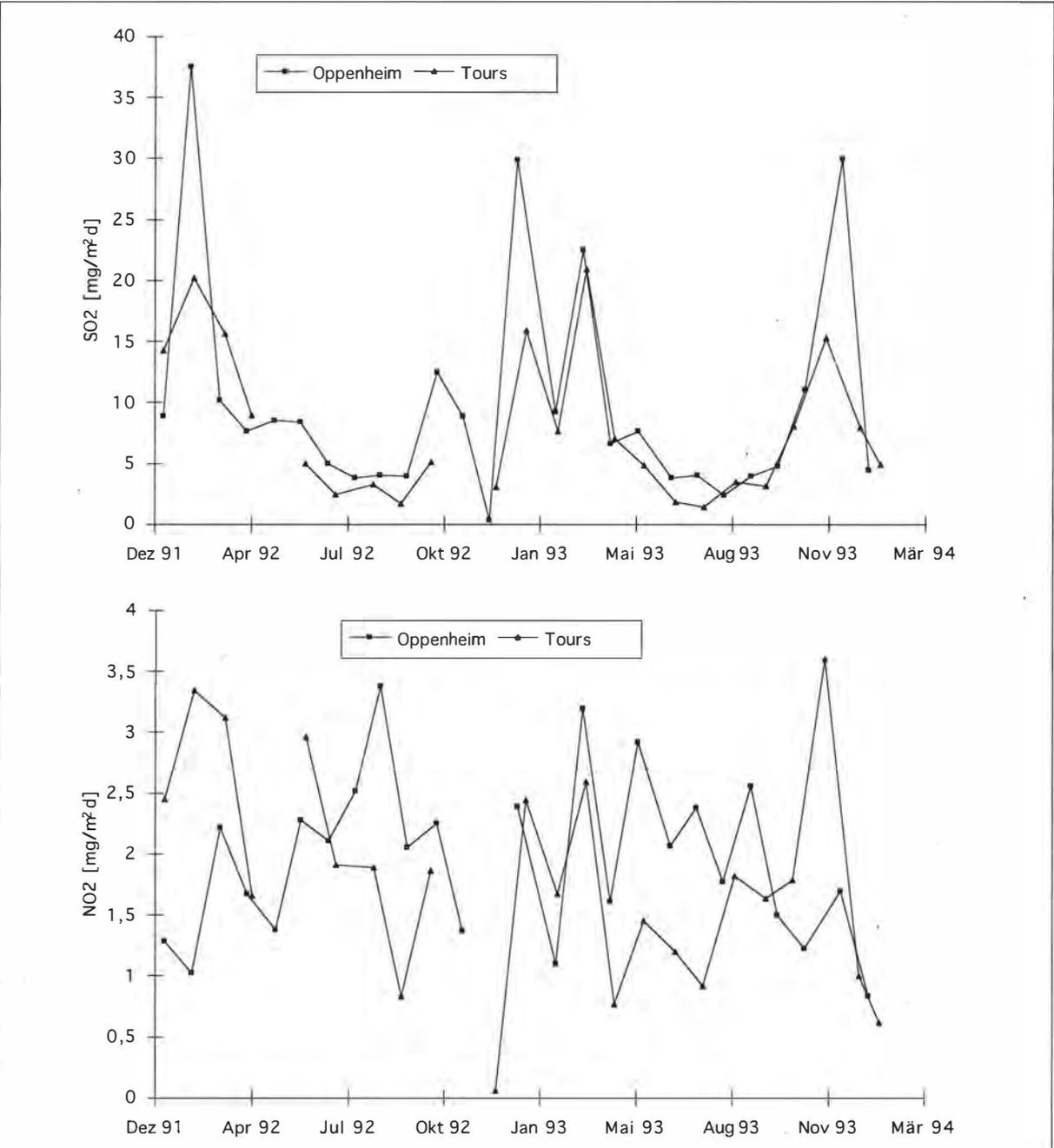


Abb.38: SAM-Immissionsraten (SO_2) für alle Mafjpositionen an der Katharinenkirche. Unterteilung in unterschiedliche Höhenbereiche sowie in Nord-, Süd- und Ostpositionen.

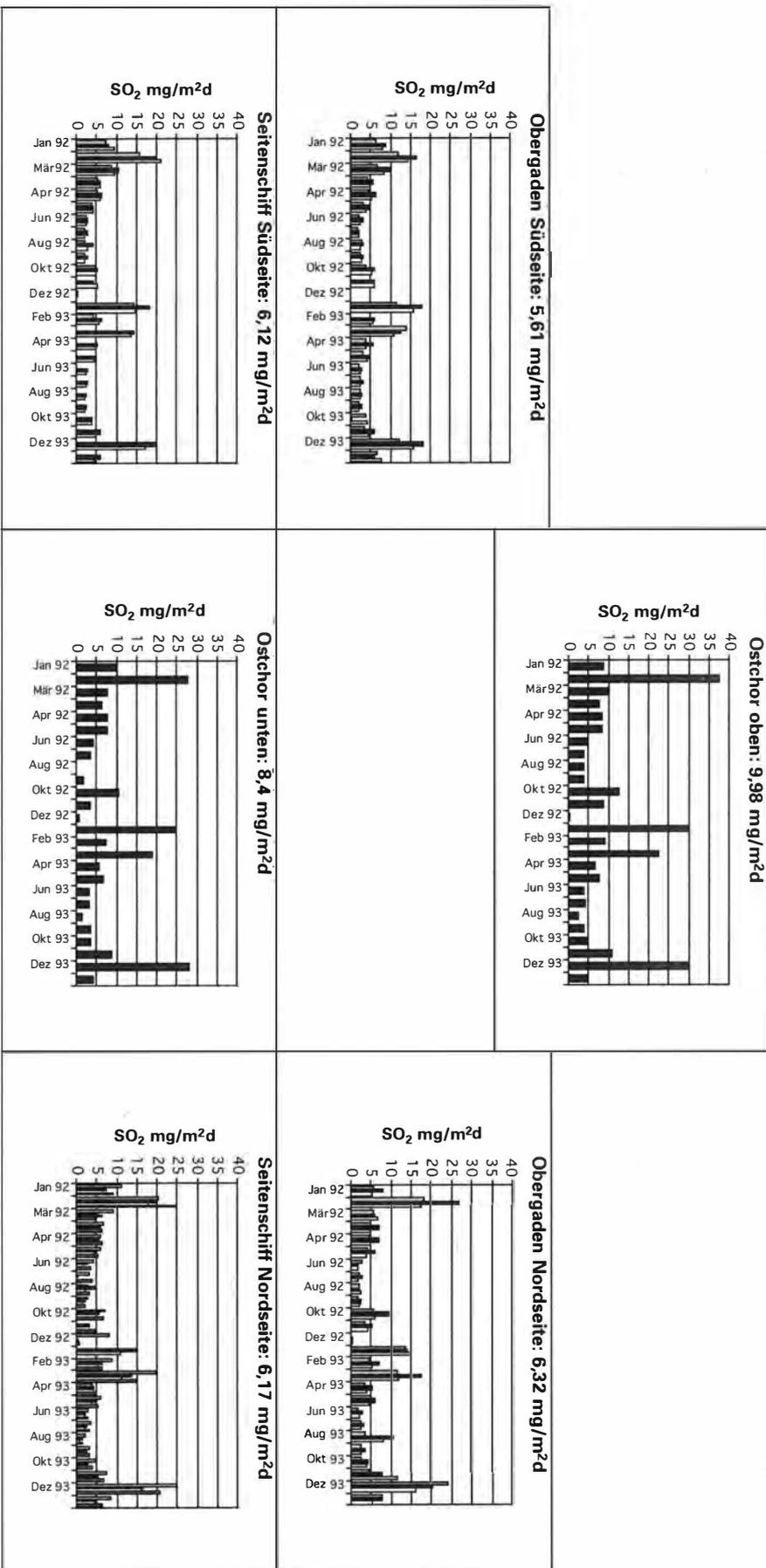
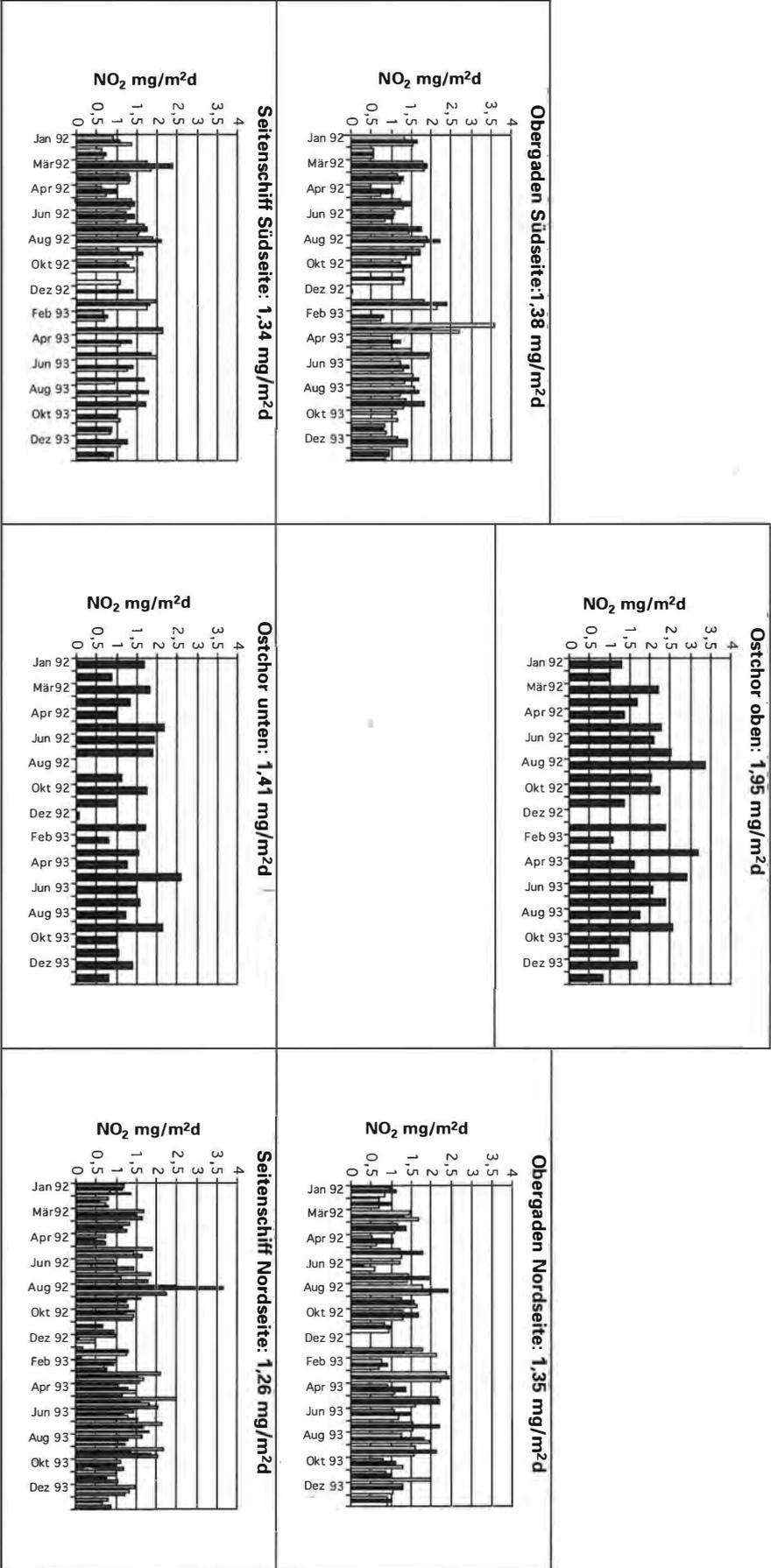


Abb.39: SAM-Immissionsraten (NO_2) für alle Meßpositionen an der Katharinenkirche: Unterteilung in unterschiedliche Höhenbereiche sowie in Nord-, Süd- und Ostpositionen.



uns für Tours keine langfristigen Erhebungen zur SO_2 -Immission vorliegen.

Die Nitratdeposition ist, über den ganzen Meßzeitraum gemittelt, an beiden Standorten vergleichbar hoch. Dabei ist jedoch ein schwacher gegenläufiger Trend zu erkennen. In Oppenheim sind die Nitratdepositionen in den Sommermonaten gegenüber den Winterwerten leicht erhöht. Für Tours gilt eher das Gegenteil, wobei ein Jahresgang hier nur sehr gering ausgeprägt ist.

Der Anstieg der Nitratdeposition in den Sommermonaten wurde in Rheinland-Pfalz auch bei Untersuchungen mit Natursteinexponaten festgestellt [22]. Eine Verknüpfung der Nitrat-Deposition mit dem Verlauf der NO_2 -Konzentration läßt sich hierfür nicht als Erklärung heranziehen. Die NO_2 -Konzentration besitzt in Oppenheim ein wenn auch sehr schwaches Maximum im Winter (Abb. 32). Als mögliche Ursache können dagegen Unterschiede in der Art der deponierten Stickstoffverbindung (NO_2 , HNO_3 , Nitrate) in Frage kommen. So lassen sich die leichten Sommermaxima in Oppenheim mit Transporteffekten aus den umgebenden Ballungsgebieten gekoppelt mit im Sommer vorliegenden günstigeren Bildungsbedingungen für die irreversibel gebildete, gut deponierbare, gasförmige HNO_3 (höheres Oxidationspotential der Atmosphäre durch höhere Sonnenscheindauer und höhere Strahlungsintensität) erklären. Aber auch der Antrag von nitrathaltigen Stäuben bei Düngungen läßt sich nicht ausschließen.

Betrachtet man nun die unterschiedlichen SAM-Meßstandorte an der Katharinenkirche, so bestätigt sich das Bild, das der Einzelsammler O12 vorgezeichnet hat. In Abb. 38 (für Sulfat) und 39 (für Nitrat) sind die Ergebnisse aller SAM-Positionen für den gesamten Meßzeitraum angegeben. Der Vergleich Nitrat zu Sulfat zeigt nun deutlicher den gegenläufigen Trend mit Maxima für Sulfat im Winter und für Nitrat im Sommer.

Folgt man der Standortaufteilung, wie sie in den beiden Abbildungen gemacht wurde (Differenzierung in unterschiedliche Höhenbereiche sowie Orientierungen), so erkennt man Unterschiede in den Depositionsraten. Um diese grundsätzlichen Abhängigkeiten aus den Einzelschwankungen und dem jahreszeitlichen Gang herauszufiltern, haben wir zusätzlich die Mittelwerte für jeden Bereich über den gesamten Meßzeitraum gebildet und in den Abbildungen angegeben.

Die nach Osten gerichteten Sammler (O5 und O12) weisen auf beiden Ebenen deutlich höhere Raten sowohl für Sulfat wie Nitrat auf. Eine Erklärung für diesen Effekt sehen wir in der freieren Anströmbarkeit dieser Sammler (nicht zurückgesetzt oder durch Strebebepfeiler abgeschirmt). Dies kann jedoch nicht allein ausschlaggebend sein, da auch auf der Nordseite (Höhenbereich der Seitenschiff-Fenster) zwei Sammler (O1 und O4) direkt

außen montiert sind. Diese weisen zwar höhere Immissionsraten auf als die in gleicher Höhe und Orientierung, aber zurückgesetzt liegenden SAM-

Abb.40: Abhängigkeit der Sulfat-Deposition von der Ausrichtung der Sammler nach Norden oder Süden (Mittelwerte)

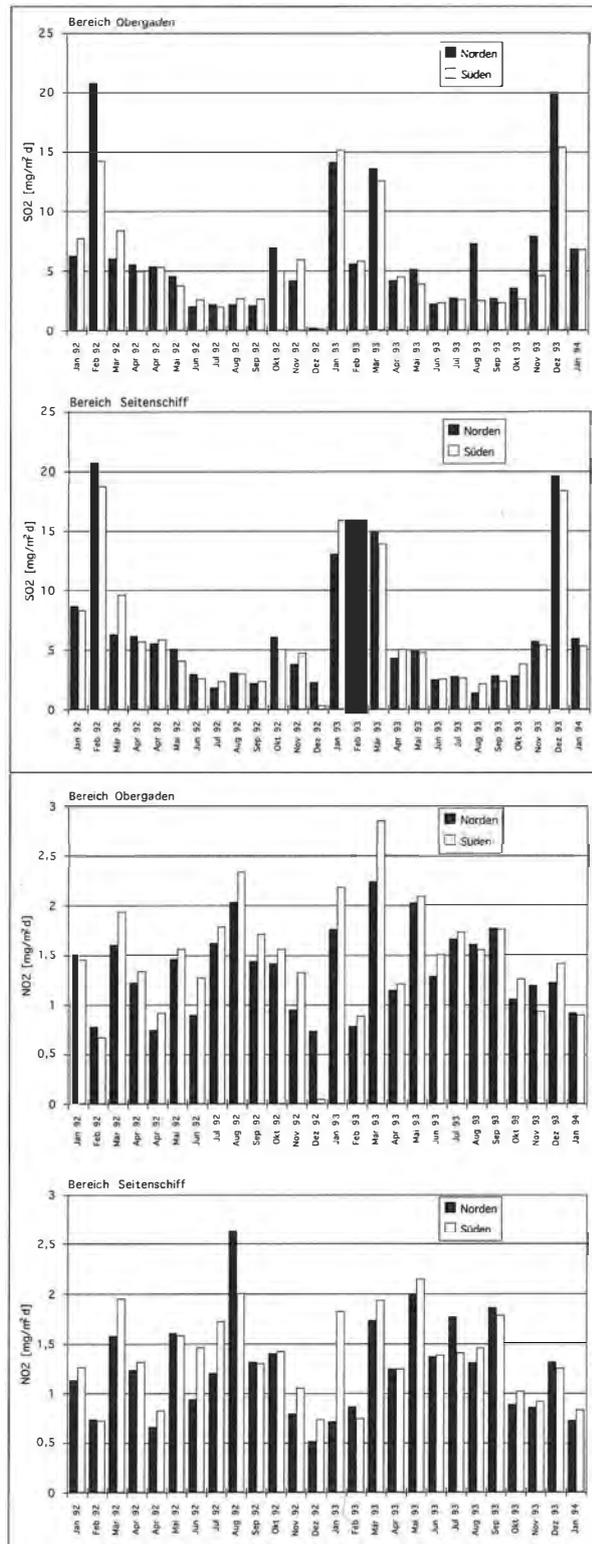


Abb.41: Abhängigkeit der Nitrat-Deposition von der Ausrichtung der Sammler nach Norden oder Süden (Mittelwerte).

Karusselle O2 und O3, die Raten liegen jedoch signifikant niedriger als bei den ostorientierten Sammlern (siehe auch Tab. 2). Es ist zu erwarten, daß durch die Geländestruktur (Hanglage) und die Objektgeometrie ein kompliziertes Strömungsprofil an der Kirche erzeugt wird und dieses zu den höheren Depositionen am Ostchor führt (auch in Tours liegen die Werte für die ostorientierten Sammler am höchsten). Die Lage der naheliegenden und Oppenheim beeinflussenden Belastungsgebiete im Norden und Nordosten (Mainz/Wiesbaden, Frankfurter Raum) kann ebenfalls zu den Unterschieden beitragen.

Betrachtet man die unterschiedlichen Höhenpositionen, so ist in den einzelnen Bereichen kaum ein gravierender Unterschied festzustellen. Überwiegend tritt ein geringer Anstieg der Depositionsraten von unten nach oben auf (Ausnahme Sulfatdeposition im Süden). Hier unterscheidet sich Oppenheim vom Objekt St. Gatiens in Tours, an dem eine deutliche Höhenabhängigkeit festgestellt wurde. Ein Vergleich der mittleren Raten für die Südseite mit denen der Nordseite liefert ebenfalls keine ausgeprägten Unterschiede. Es ist jedoch ein Trend festzustellen, der für Sulfat und Nitrat gegenläufig ist. An der Nordseite der Kirche werden höhere Sulfatdepositionen gemessen (besonders deutlich im Obergaden), im Süden dagegen höhere Nitratwerte (deutlich an den Seitenschiff-Fenstern). Um eine bessere Einschätzung der Nord-Süd-Beeinflussung zu erhalten, sind in Abb. 40 und 41 die monatlichen Mittelwerte in den Bereichen Seitenschiff-Fenster und Obergaden-Fenster für die beiden Orientierungen aufgetragen. Man erkennt sofort, daß das Intensitätsverhältnis von Nord zu Süd in den einzelnen Monaten wechselt. Der Trend, welche Seite im jeweiligen Monat stärker belastet wird, ist in den beiden Höhenbereichen weitestgehend gleich. Die Verhältnisse hierbei können jedoch beträchtlich schwanken. Gemäß den o.g. Ausführungen zeigt sich, daß bei der Sulfatdeposition beide Nordseiten etwas stärker belastet sind, beim Nitrat dagegen mehr die Südseiten.

Versuche, eine direkte Korrelation mit den Windrichtungen (ermittelt an der Station „Im Kläuerchen“) aufzubauen, scheiterten an den langen Expositionszeiträumen der Sammler. Da in diesen Intervallen zumeist wechselnde Windrichtungen auftraten (siehe beispielhaft Abb. 42 a und b), läßt sich kaum eine Zuordnung zu potentiellen Immissionsherden außerhalb herstellen. Eine mögliche Erklärung für den Nord-Süd-Unterschied beim Nitrat ist in der stärkeren Sonneneinstrahlung für die Südseite zu sehen, wodurch die photochemischen Prozesse bei den Stickoxidreaktion beeinflusst werden [12].

Um eine Einschätzung der Belastungssituation geben zu können, erscheint es auch wichtig, die Depositionsraten innerhalb der untergliederten

Bereiche noch einmal genauer zu betrachten. Tab. 2 stellt dies beispielhaft für zwei Bereiche (Nordseite-Seitenschiff, Südseite-Obergaden) vor.

Tab. 2

Nordseite-Seitenschiff, mittlere Immissionsraten [$\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$]

	O1	O2	O3	O4
SO ₂	7,61	5,70	4,98	6,40
NO ₂	1,43	1,15	1,14	1,33

Südseite-Obergaden, mittlere Immissionsraten [$\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$]

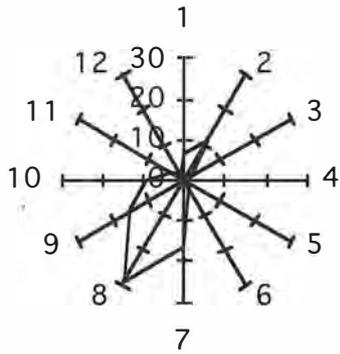
	OD1	O13	OD2	OD3	O14	O15
SO ₂	3,92	4,90	3,77	6,08	6,28	5,67
NO ₂	0,97	1,37	0,87	1,35	1,43	1,33

Betrachtet man die Werte an der Nordseite, so erkennt man sofort, daß die benachbart der Seitenschiff-Fenster und damit etwas zurückgesetzt liegenden Sammler O2 und O3 (Abb. 12-14) geringere Depositionsraten aufweisen, als O1 und O4, die direkt außen liegen. Besonders niedrige Werte liefert das in einer Ecklage am Querhaus montierte Karussell O3. Die Luftströmung in diesem Gebäudeeinschnitt wird in der Eckposition eine „Unterdruck-Situation“ hervorrufen, so daß es nicht zur intensiven Anströmung des Sammlers aber auch des benachbarten Fenster kommen kann.

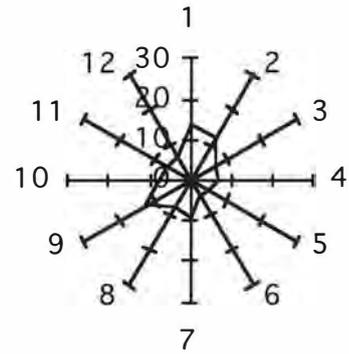
Ähnliche Ergebnisse liefert auch der südliche Obergaden. Hier können zusätzlich noch die drei SAM-Dachsysteme (OD1-OD3) mit berücksichtigt werden. Die beiden Eckpositionen (Obergadenwand zum Querhaus bzw. zum Turm) zeigen wieder die geringeren Depositionsraten. Die Mittelpositionen weisen für Sulfat und Nitrat höhere Immissionsraten auf. Der Effekt ist beim Sulfat deutlicher ausgeprägt als beim Nitrat. So kann für SO₂ auch eine Abstufung bei den Eckpositionen gemacht werden, wobei die östliche Eckposition die geringsten Raten liefert. Diese östliche Eckposition wird noch einmal detaillierter durch die SAM-Dächer beschrieben (Abb. 43 und 44). Dabei kommt es bei dem direkt in der Ecke montierten Sammler OD2 (Abb. 16) zu den niedrigsten Immissionsraten, was für die o.g. „Unterdrucktheorie“ spricht. Der auf der Querhauswand montierte Sammler OD1 ist durch die spezielle Ecksituation immer noch stark betroffen, während der Sammler OD3 schon wieder freier anströmbar ist.

Vergleicht man die Depositionsraten der SAM-Dächer mit den Karussellen, so zeigt sich, daß bei den Karussellen in den ungünstigen Eckpositionen deutlich höhere Depositionsraten auftreten. In den freier anströmbar Bereichen reduziert sich diese

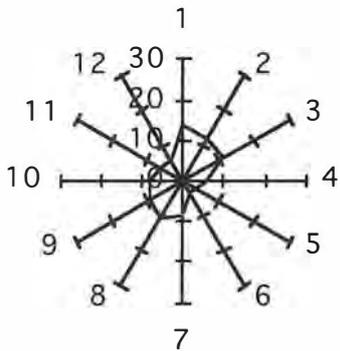
Jan 93



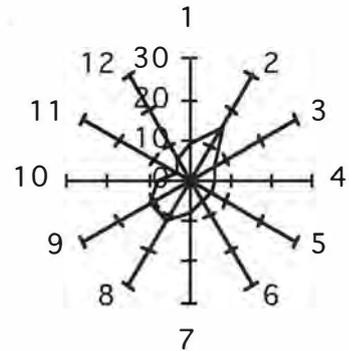
Apr 93



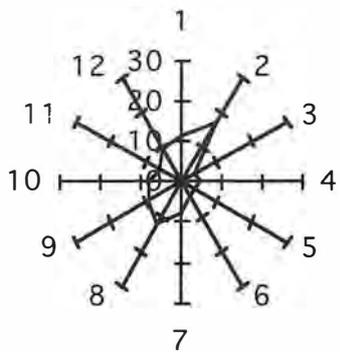
Feb 93



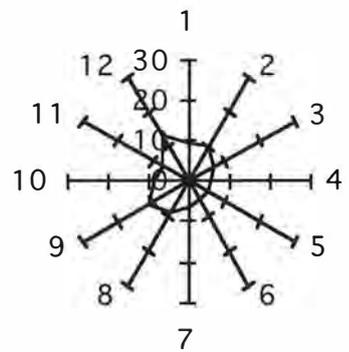
Mai 93



Mär 93

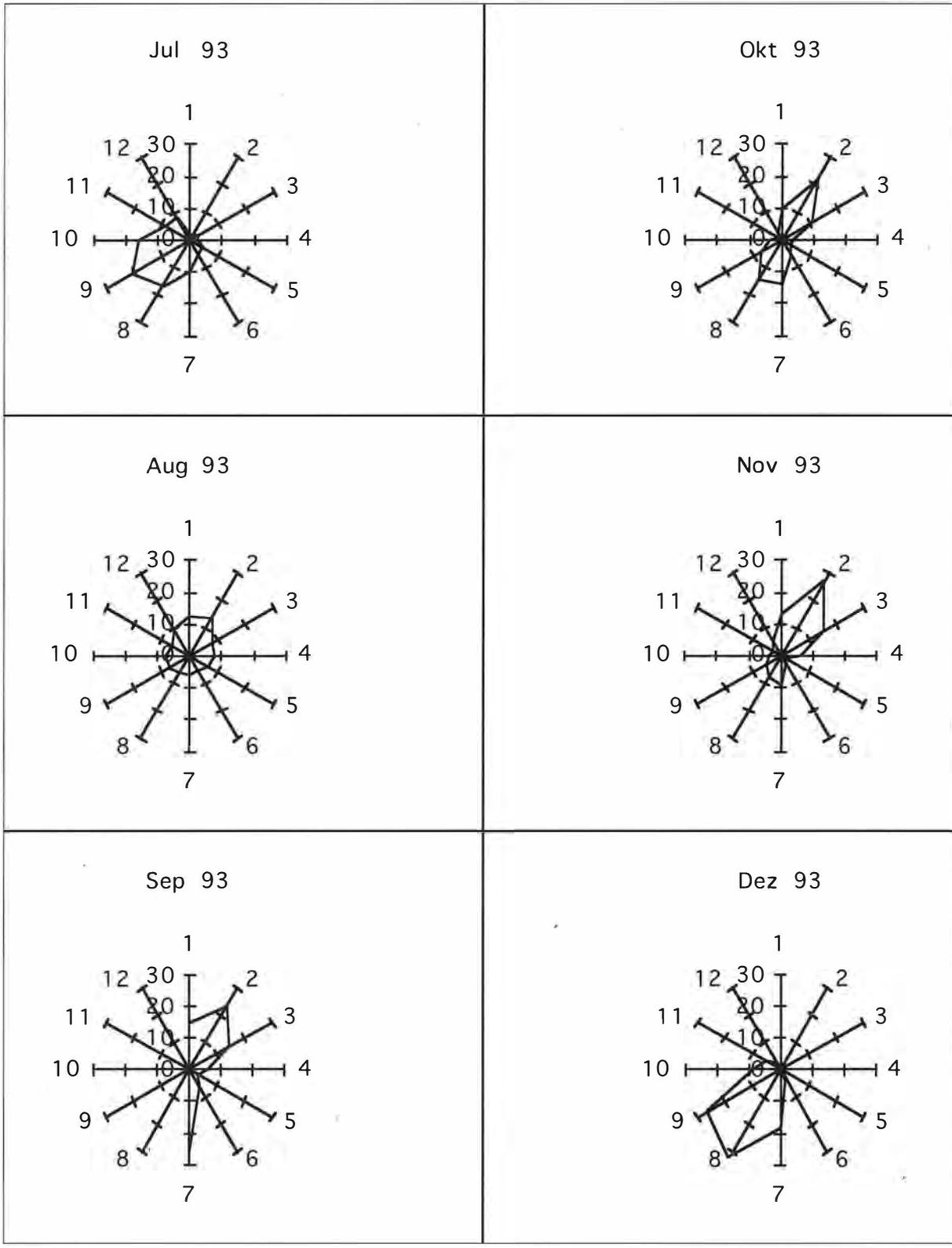


Jun 93



Differenz beträchtlich. Dieser Effekt spricht dafür, daß sich das Strömungsprofil besonders in den Eckpositionen bereits in geringem Abstand von der Wandoberfläche stark ändert. Hierdurch werden die leicht von der Wand abgesetzten im Winkel von 90°

stehenden Karussell-Sammler besser angeströmt als die auf der Wand montierten SAM-Dosen. Der Einfluß des Plexiglas-Daches kann hier nicht konkret gefaßt werden, ist jedoch sicherlich nicht vernachlässigbar. Trotzdem sehen wir die SAM-



Dachsysteme nach den vorliegenden Ergebnissen als die aussagekräftigere Verfahrensvariante an; dies gilt besonders für komplizierte Geometrien. Verglichen mit den o.g. Immissionsraten an den freien Außenpositionen sind die Werte für den

Innenraum deutlich geringer (Abb. 45). Die Sulfatdepositionen liegen an bzw. zumeist unter der Nachweisgrenze des Verfahrens ($0,3 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$). Damit ist innen eine etwa 20fach niedrigere Immissionsrate als außen gegeben. Die Nitrat-

Abb. 43: Immissionsraten (SO₂) für die SAM-Dachsysteme.

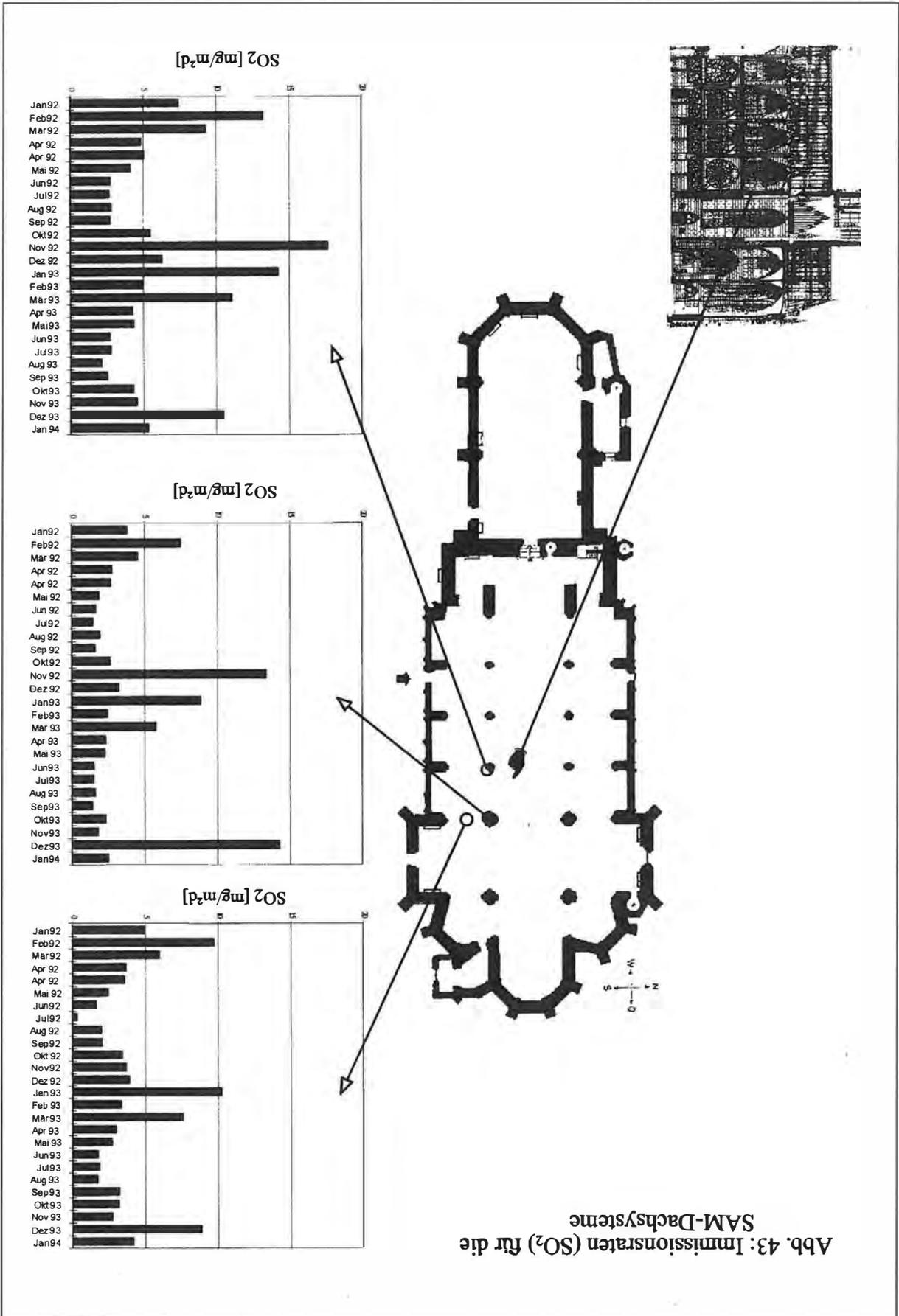


Abb. 43: Immissionsraten (SO₂) für die SAM-Dachsysteme

Abb.44: Immissionsraten (NO_2) für die SAM-Dachsysteme.

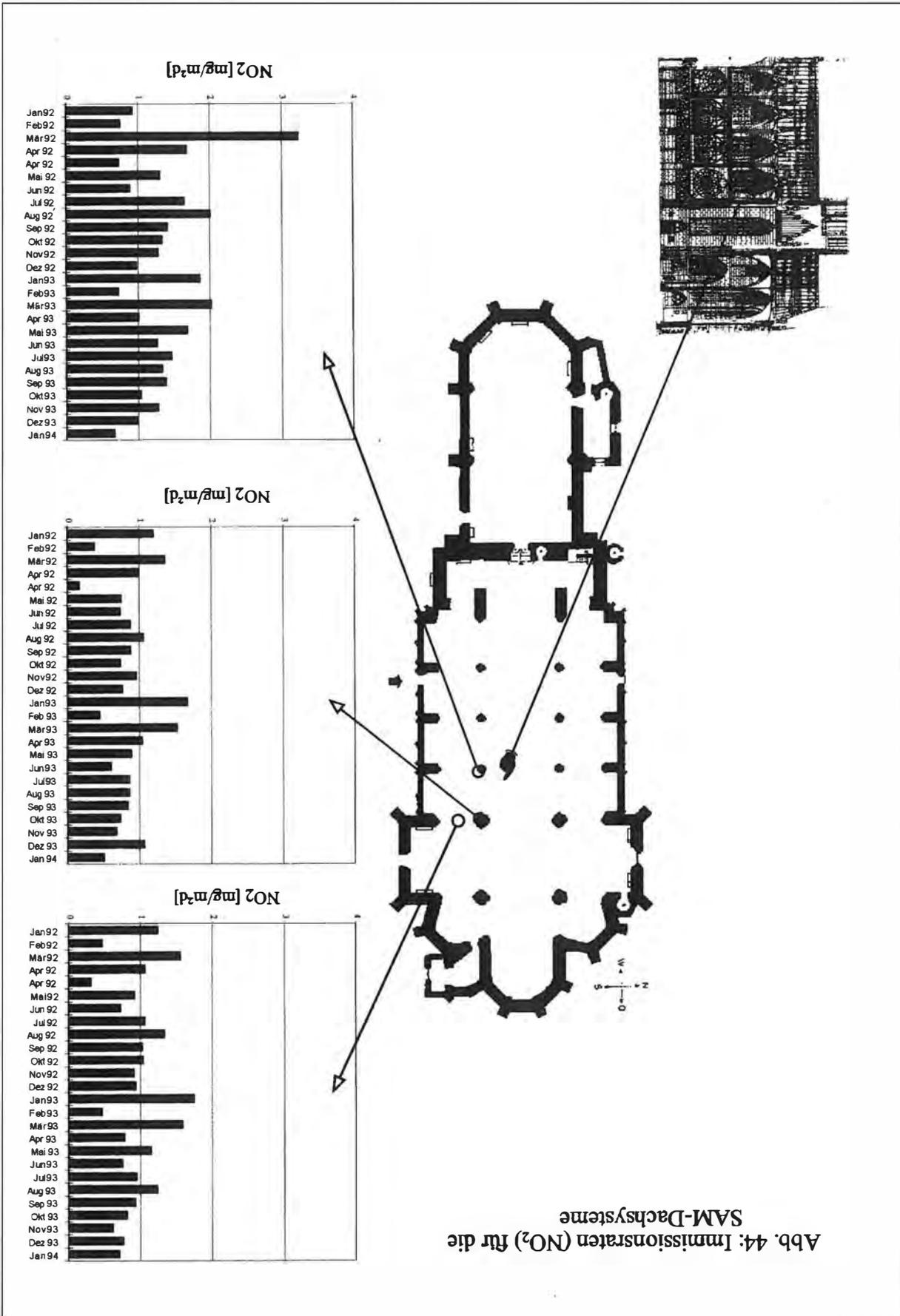
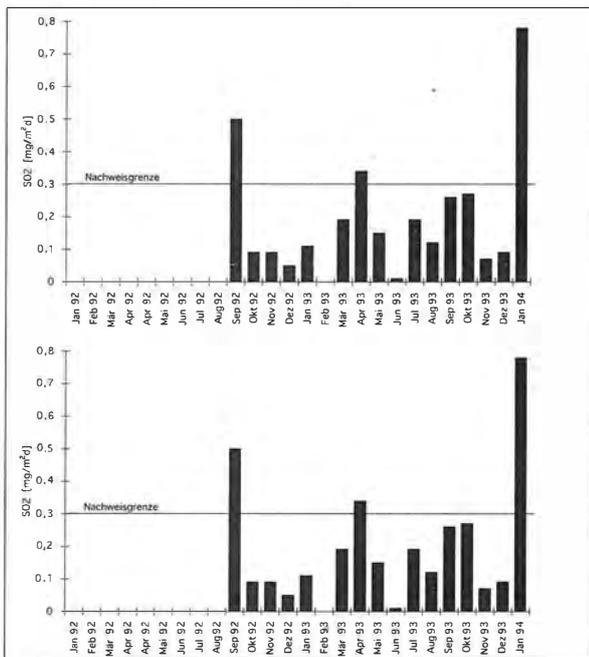


Abb. 44: Immissionsraten (NO_2) für die SAM-Dachsysteme

deposition des Innenraums ist vergleichbar der Sulfat-Immissionsrate. Damit beträgt die Innenraumbelastung durch Nitrat etwa ein Viertel des Außenwertes. Die Abnahmen der Immissionsraten von außen nach innen lassen sich mit dem sehr viel geringeren Luftaustausch im Innenraum erklären. Die große Oberfläche wird dem Luftvolumen eine beträchtliche Schadstoffmenge durch Adsorption entziehen. Auf Grund der nur geringen Luftzufuhr von außen wird dieser Verlust nicht vollständig ausgeglichen. Einen zusätzlichen Effekt wird die geringe Strömungsgeschwindigkeit der Luft am Innensammler liefern (Zusammenhang SAM-Immissionsrate und Windgeschwindigkeit siehe [21]).

Abb.45: SAM-Immissionsraten für den Innenraum der Katharinenkirche.



4.2.2 Korrosionsraten-Untersuchung

Betrachtet man nun die Daten der Korrosionsraten-Untersuchung (Abb. 46), so spiegeln sich hier erwartungsgemäß die SO₂-SAM-Ergebnisse wider. Die Korrosionsraten, gemessen an der oberen Position im Ostchor (OK2), sind eindeutig höher als die im nördlichen (OK1) und südlichen Obergaden (OK3). Bezogen auf den Mittelwert über alle Daten des Meßzeitraumes ist zwischen der Nord- und Südorientierung kein Unterschied festzustellen. Analysiert man jedoch den Verlauf der Meßwerte, so sind im Norden die Spitzenwerte im Winter deutlich höher als im Süden, während zu den Zeiten mit weniger korrosiver Beeinflussung der Süden zumeist geringfügig höhere Korrosionsraten aufweist.

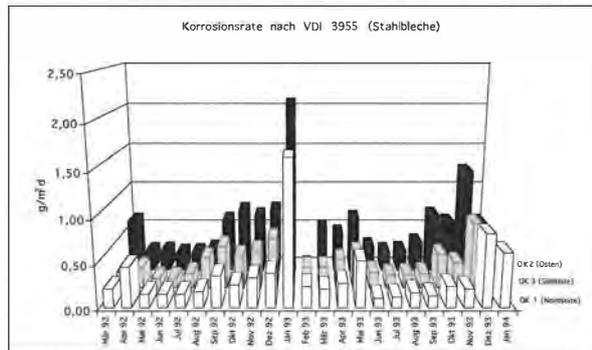
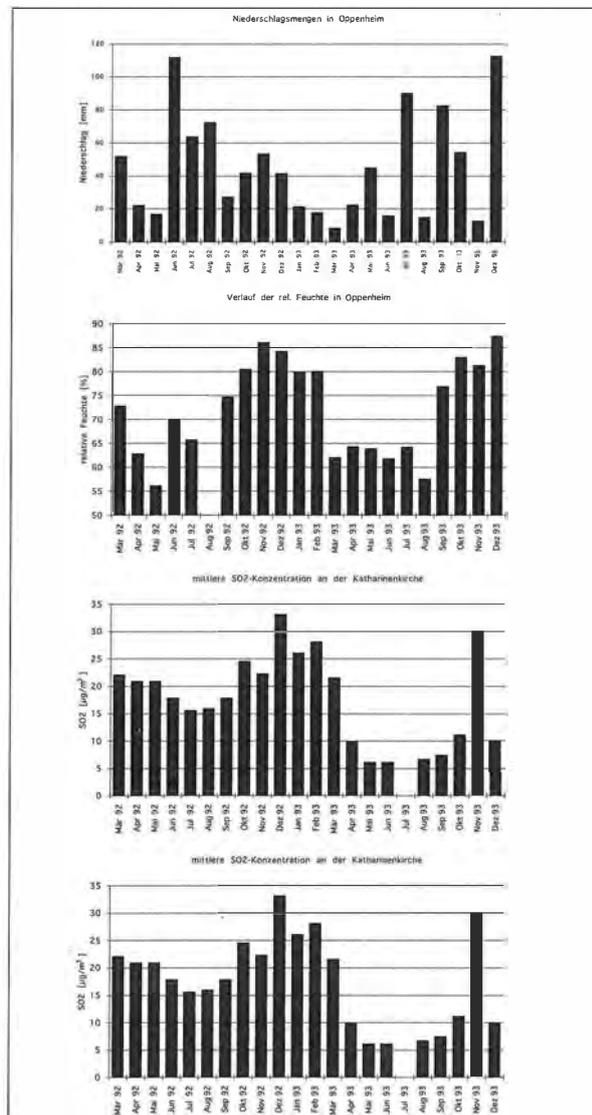


Abb.46: Ergebnisse der Korrosionsraten-Untersuchung an der Katharinenkirche.

Abb. 47 stellt noch einmal die bekannten [23] Einfluß-Parameter Feuchte und SO₂-Immission zur beobachteten Korrosionsrate in Beziehung. Zusätzlich zu den angegebenen globalen Feuchtedaten

Abb.47: Vergleich der Korrosionsraten mit den relevanten Klima- und Immissionseinflüssen.



müssen hier die Unterschiede, die bei der Messung im Norden und Süden (wenn auch im „unteren“ Bereich) ermittelt wurden (Abb. 22), berücksichtigt werden. Definiert man eine relative Feuchte von 80 % als „kritische“ Feuchte, bei der das Stahlblech mit einem für die Reaktion mit dem Schadstoff ausreichenden Wasserfilm belegt ist, so muß der Unterschied zwischen den Korrosions-raten im Norden und Süden im Winter besonders hoch sein. Gerade in diesem Zeitraum liegt die Luftfeuchte im Tagesverlauf langfristig über dem Schwellwert, so daß sich die Luftfeuchtedifferenzen an Nord- und Südseite deutlich auswirken sollten. Die oben geschilderte Beobachtung, daß gerade bei den Spitzenwerten im Winter die Nordseite herausragt, bestätigt diese These.

4.2.3 Nasse Deposition

Bei den Untersuchungen zur Erfassung der Niederschläge und Ablaufwässer zeigte sich relativ schnell ein unerwarteter Effekt. Durch die zurückgesetzte Lage der Fenster werden im Vergleich zur normierten Niederschlagsmessung im freien Gelände deutlich geringere Regenmengen festgestellt. Abb. 48 gibt einen Überblick über diese Verhältnisse. Dabei sind von den an der LfUG-Station ermittelten Niederschlagshöhen ausgehend die theoretisch gemäß Trichteröffnung am Niederschlagssammler aufzufangenden Niederschlagsmengen aufgetragen. Die tatsächlich aufgefangenen Mengen sind dazu in Vergleich gesetzt. Man erkennt, daß nur ein Bruchteil des Regens die Nähe der Materialoberfläche erreicht (nur bei Schlagregen-Ereignissen). Ähnliche Beobachtungen wurden auch an der Kathedrale St. Gatien in Tours gemacht.

Die Sammler zeigen eine recht unterschiedliche Charakteristik, die durch ihre Position (Norden/Süden, Seitenschiff/Querhaus) sowie die bei den Regenereignissen herrschenden Windrichtungen erklärt werden kann. Die Südseite (Sammler OA3) ist erwartungsgemäß am stärksten durch die Niederschläge betroffen, da die aus West/Südwesten kommenden atlantischen Tiefausläufer den überwiegenden Teil des Niederschlags herantransportieren. An der Südseite (OA3) werden 18,2 % der Gesamtniederschlagsmenge detektiert. Die nach Norden ausgerichteten Sammler OA1 und OA2 fangen 6,3 bzw. 7,1 % auf. Bildet man jedoch die Summe aus den drei unterschiedlich positionierten Sammlern, so ist die Charakteristik dieser Werte der theoretisch möglichen Regenmenge wieder sehr ähnlich. Dieses bestätigt die Verteilung durch Schlagregenereignisse.

Betrachtet man nun die korrespondierenden Mengen des Ablaufwassers (Abb. 49), so wird deutlich, daß hier wiederum nur ein Bruchteil des auf-

treffenden Niederschlags aufgefangen wird. Zu Beginn eines Niederschlagsereignisses wird es erst zur Befeuchtung der Materialoberfläche kommen, bevor dann tatsächlich Ablaufwasser auftritt. Erst bei stärkeren Schlagregenereignissen (es stand uns leider kein Schlagregenschirm zur Verfügung) kommt es zu merklichen Ablaufmengen. Eine grobe Grenze zwischen Niederschlagsmenge und beginnender Registrierung von Ablaufwasser haben wir im vierwöchigen Sammelintervall bei 50-100 ml Niederschlagsmenge (verfahrensspezifischer Wert) ziehen können.

Eine eindeutige Beziehung zwischen der in der hinteren Sammlerkammer aufgefangenen Niederschlagsmenge und der Menge des Ablaufwassers konnte jedoch nicht gezogen werden. Hier kommt erschwerend hinzu, daß durch die Bleistege und Windeisen kein kontinuierlicher Ablauf gegeben ist, sondern sich das Wasser an den vorspringenden Stegen staut, dann z.T. abtropft und so die Sammelkammer nicht erreicht.

Bedingt durch die Konstruktion des Sammlers und die Tatsache, daß bewußt kein Abspülen der Staubablagerungen von der Trichteröffnung durchgeführt wurde, spiegeln die Niederschlagsanalysen den Zustand des auf die Materialoberfläche auftretenden und in beginnende Wechselwirkung tretenden Niederschlags wieder. Damit ergibt sich voraussichtlich ein deutlicher Unterschied zu den unter Normbedingungen frei aufgefangenen Regenmengen, die hier nicht gemessen wurden. Abb. 50 gibt die pH-Werte der Niederschlagsmengen in den verschiedenen Sammlern an.

Dabei sind nur die Sammelintervalle berücksichtigt, bei denen eine ausreichend hohe Sammelmenge (30 ml) vorlag, so daß keine Verdünnung durchgeführt werden mußte (siehe auch Kap. 3.1.3). Die pH-Werte schwanken überwiegend zwischen pH 6 und 8, was zeigt, daß eine Reaktion mit den Stäuben bzw. Materialablagerungen der Fassade zu einer Abpufferung des üblicherweise saureren Regens (pH-Wert des atmosphärisch „neutralen“ Regenwassers beträgt 5,6) geführt hat (siehe auch Metzger [24]). Die mittleren pH-Werte liegen bei pH 7,16 (OA2); 7,13 (OA1) und 7,04 (OA3). In diesen Werten spiegelt sich z.T. die Niederschlagsmenge (am höchsten bei OA3, am geringsten bei OA2) wider.

Ein noch deutlicherer Unterschied ergibt sich in den Ergebnissen der Leitfähigkeitsmessungen (Abb. 51).

Auch hier treten bei Sammler OA2 die höchsten Leitfähigkeitswerte auf, wobei einzelne Ereignisse noch einmal sporadisch herausragen. Betrachtet man die chemischen Analysen der Niederschlagsproben (Abb. 52 und 53) so werden die Leitfähigkeitsergebnisse verständlich. Die vereinzelt auftretenden Spitzenwerte werden vermutlich durch hohe Ammoniumsulfatgehalte verursacht. Die

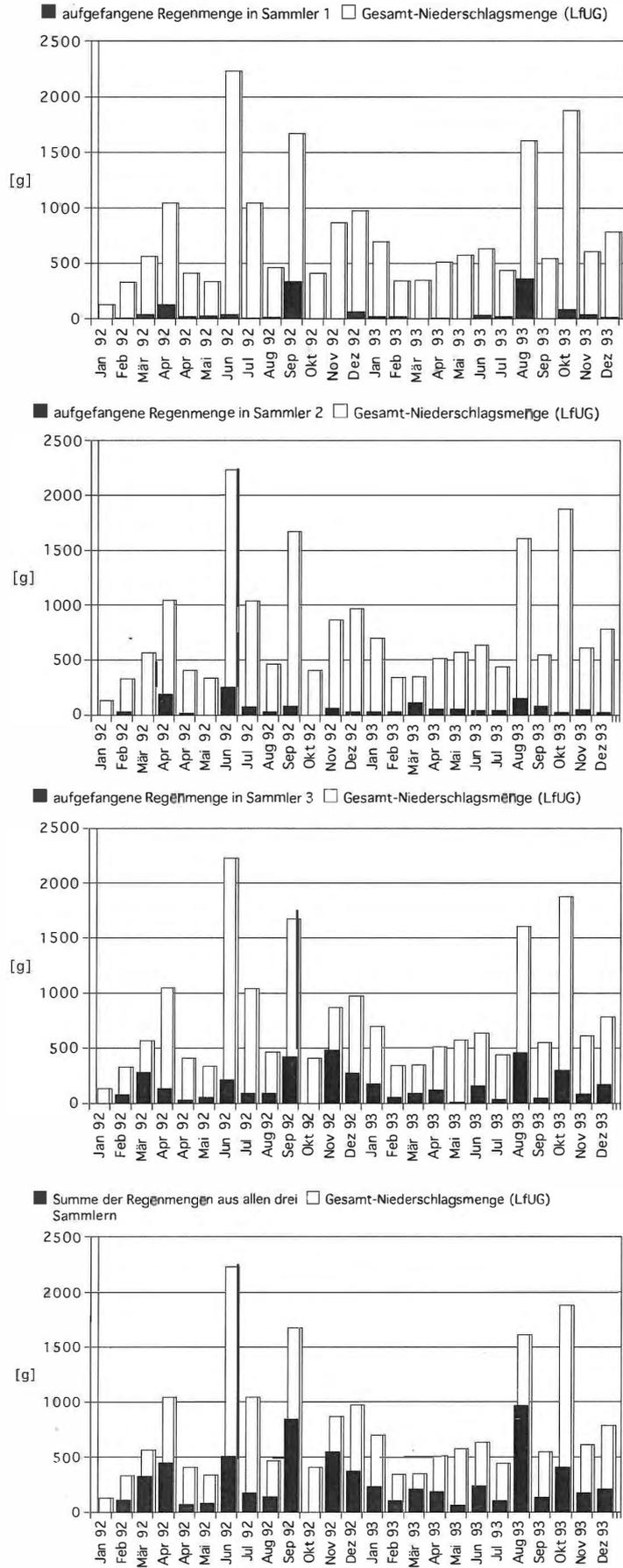


Abb.48: Vergleich der an den verschiedenen Sammlerpositionen aufgefängenen mit den theoretisch möglichen Niederschlagsmengen.

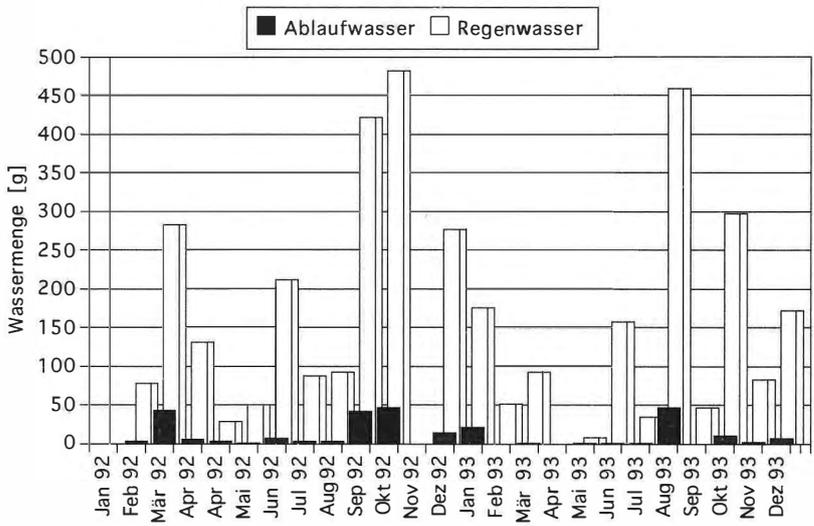
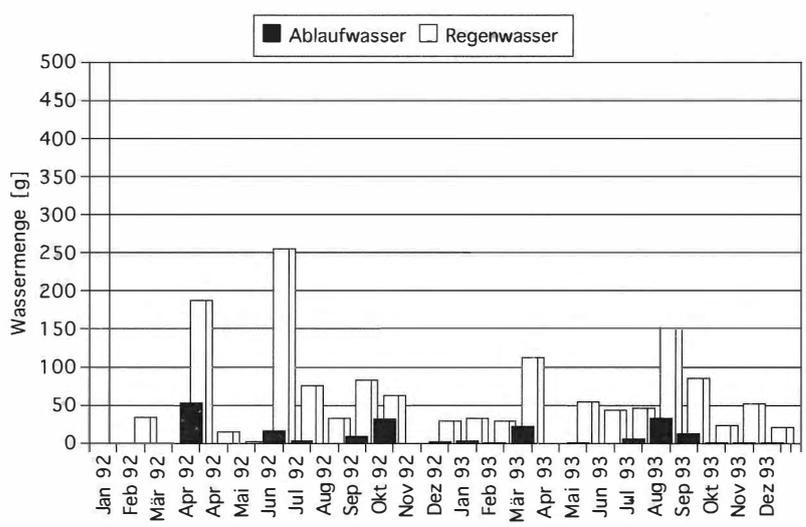
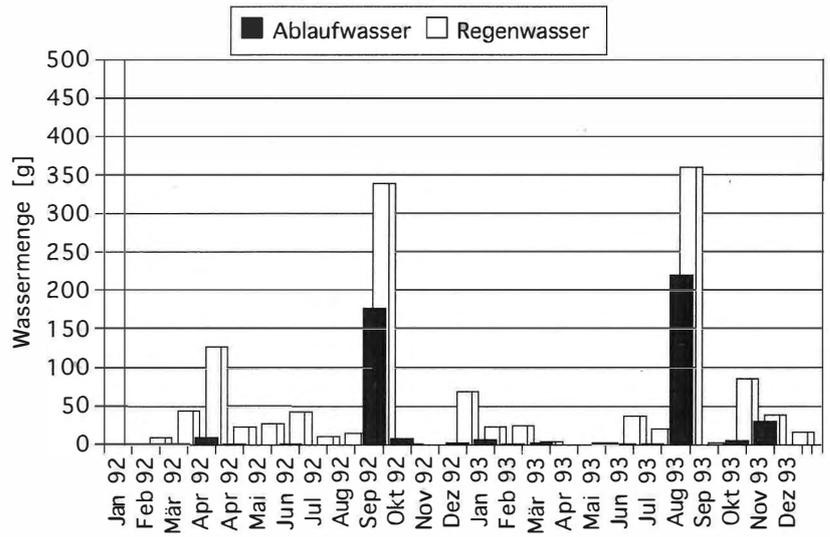


Abb.49: Gegenüberstellung von aufgefängenen Niederschlägen zu den Ablaufwässern.

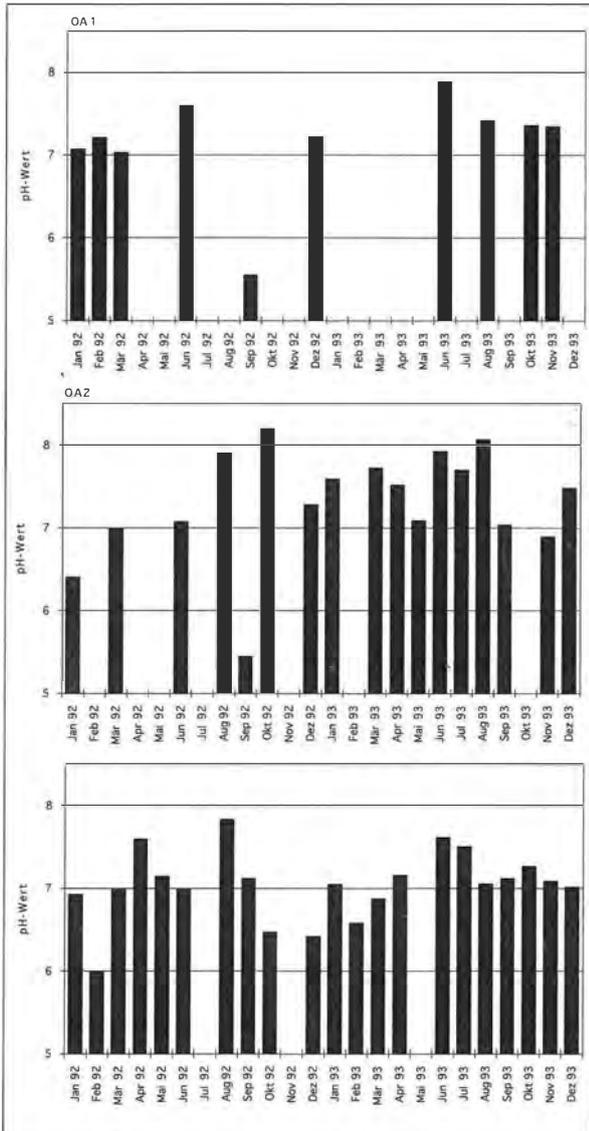


Abb.50: pH-Werte der Niederschlagsproben.

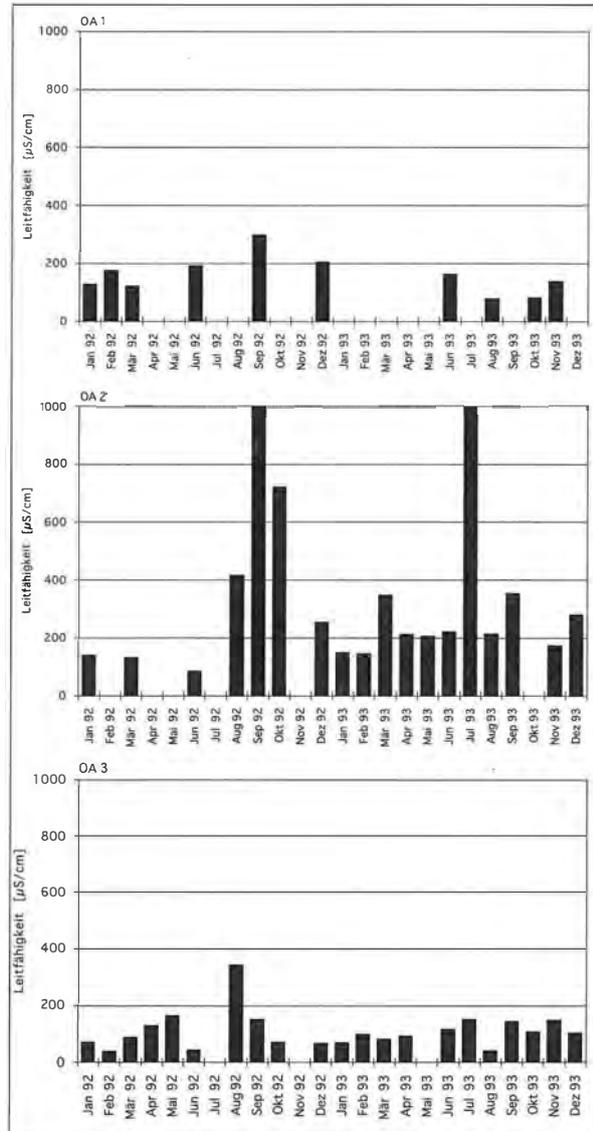


Abb.51: Leitfähigkeiten der Niederschlagsproben.

höchsten Gesamtionenkonzentrationen werden zumeist in Sammler OA2 gemessen. Die Elementkonzentrationen in den Niederschlagswässern von OA1 sind geringer, aber noch deutlich höher als bei OA3. Hier kommen vermutlich zwei Effekte zum Tragen. Zum einen wurden in der Expositionszeit auf der Nordseite der Katharinenkirche umfangreiche Steinmetzarbeiten mit deutlicher Staubbelastung ausgeführt. Hierdurch wird es zu einer höheren Staubbelegung der Sammler OA1 und OA2 gekommen sein. Zum anderen wird die Südseite viel stärker durch Regenereignisse beaufschlagt (s.o.). Die höhere Niederschlagsmenge wird sich allerdings nur noch in Form einer Verdünnung der bereits anfänglich gelösten Verbindungen äußern.

Bezogen auf den gesamten Zeitraum dominieren auf der Kationenseite die Calciumgehalte (Abb. 52). Nur sporadisch werden höhere Ammonium-, Kalium- oder Natriumgehalte ($\text{NH}_4 \geq \text{K} > \text{Na}$) fest-

gestellt. Die Magnesiumgehalte sind niedrig und weitestgehend konstant über den gesamten Meßzeitraum. Auf der Anionenseite (Abb. 53) liegen die Sulfatkonzentrationen am höchsten. Sporadisch treten höhere Nitrat- und Chloridwerte auf. Die prozentuale Verteilung der Ionen im Meßzeitraum wird durch die Abb. 54 und 55 noch einmal verdeutlicht.

Betrachtet man die Mittelwerte dieser prozentualen Verteilung über den ganzen Meßzeitraum (Abb. 56 und 57), so ergeben die Sammlerpositionen OA1 und OA3 wieder ein vergleichbares Muster. Dabei resultiert dieses auf der Kationenseite beim Sammler OA1 aus einer relativ gleichmäßigen Verteilung, während OA3 im Meßzeitraum starke Schwankungen zeigt. Dies ist gegebenenfalls durch eine gleichartigere Staubbelegung bei OA1 (dominiert durch Steinmetzarbeiten im Norden) als bei OA3 (mit fluktuierenderen Staubbelegungen im Süden) zu begründen.

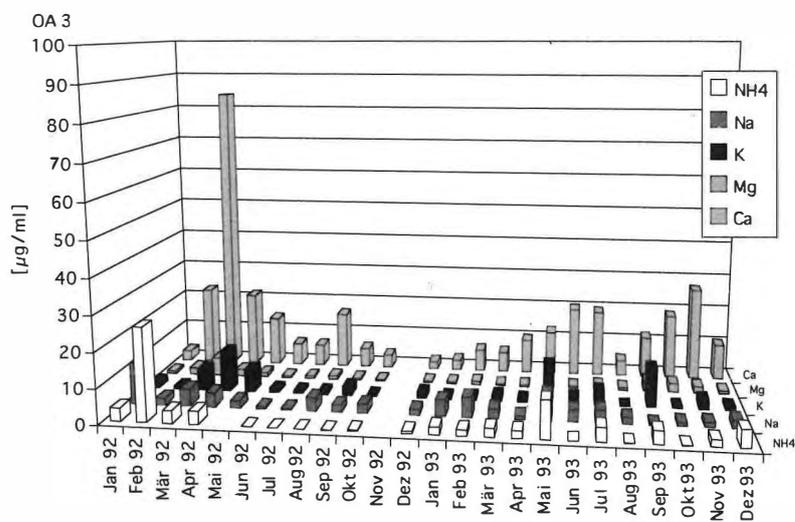
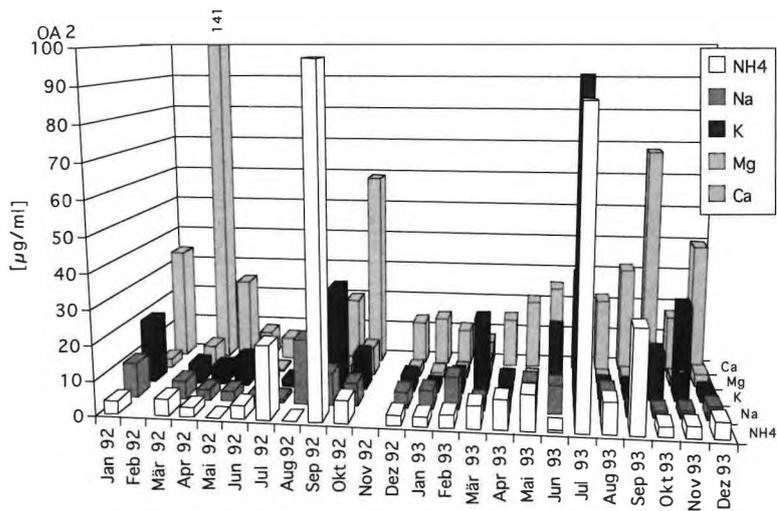
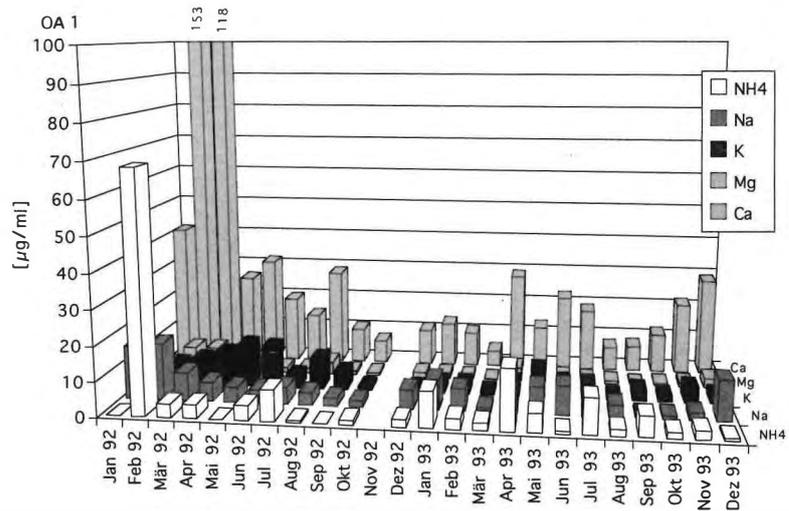


Abb.52: Ionenkonzentration (Kationen) in den Niederschlagsproben.

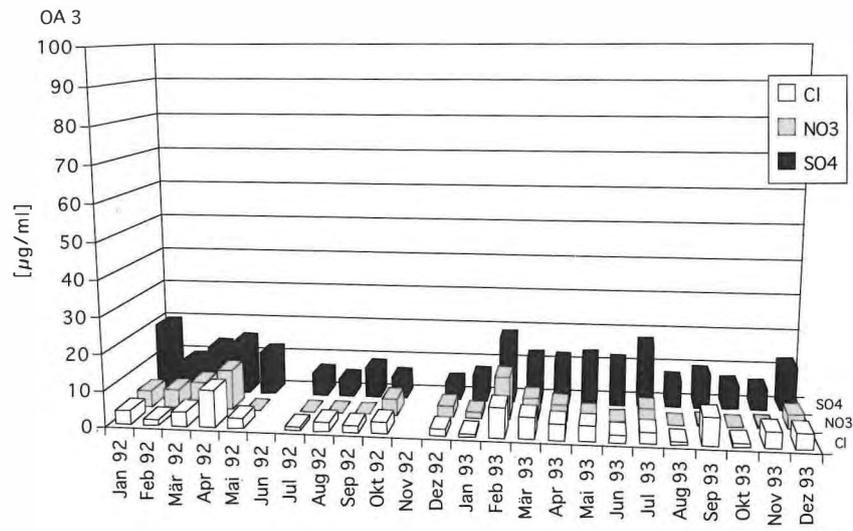
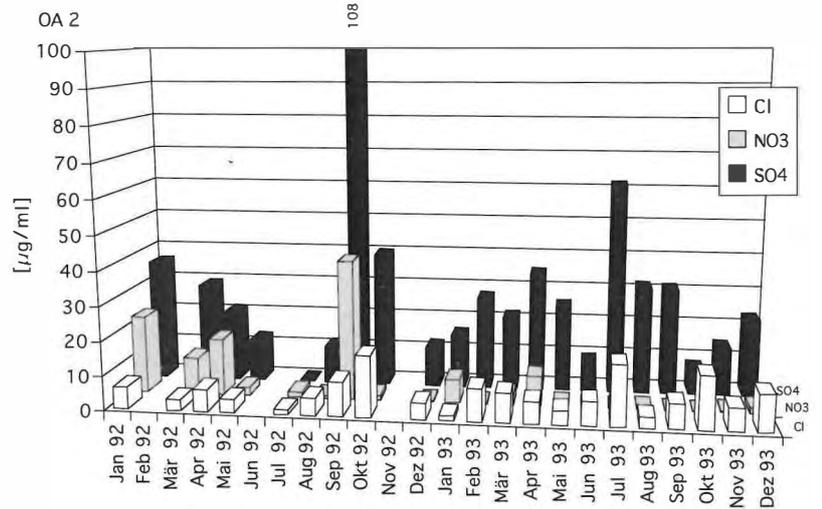
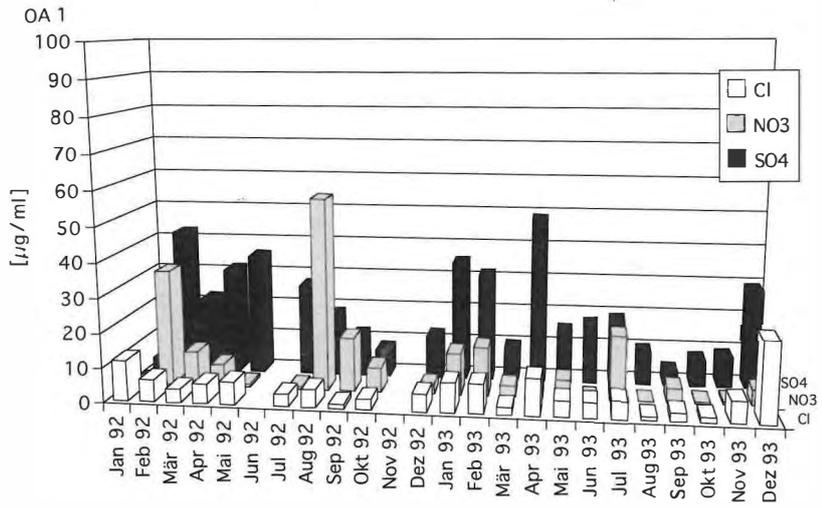


Abb.53: Ionenkonzentration (Anionen) in den Niederschlagsproben.

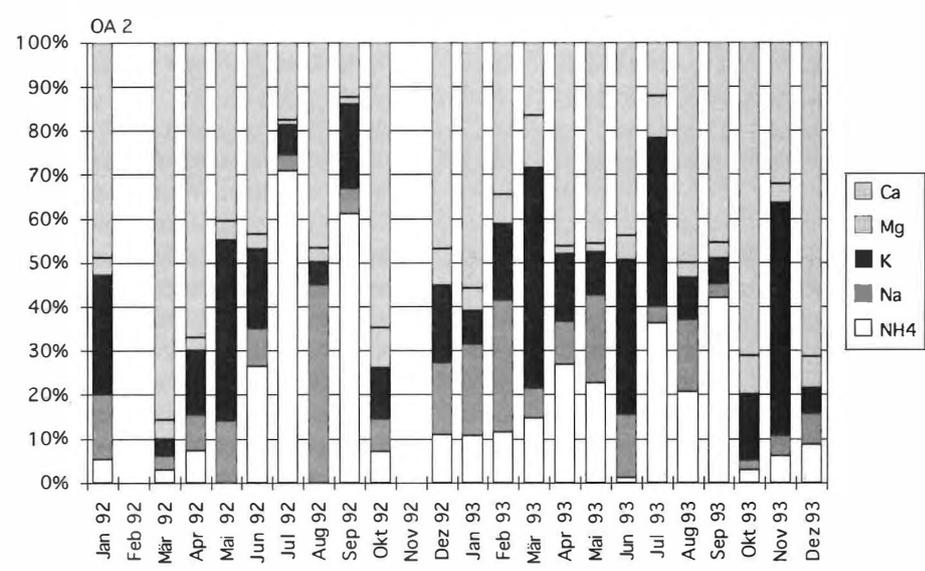
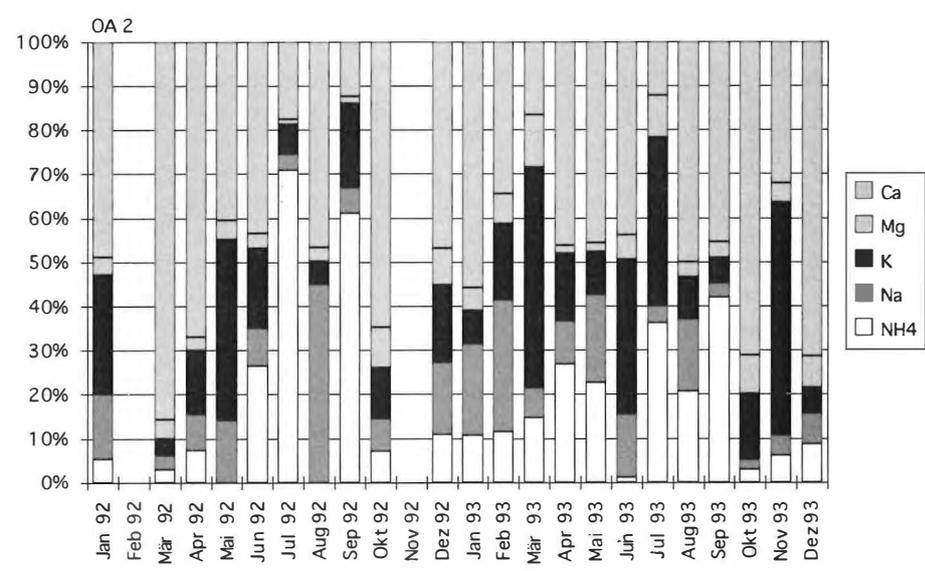
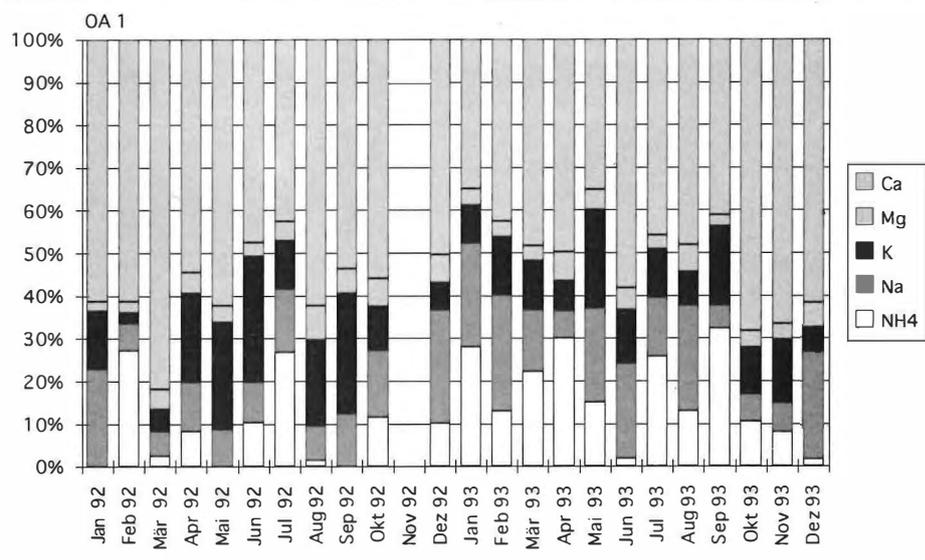


Abb.54: Prozentuale (Massenprozent) Verteilung der Ionengehalte in den Niederschlagsproben.

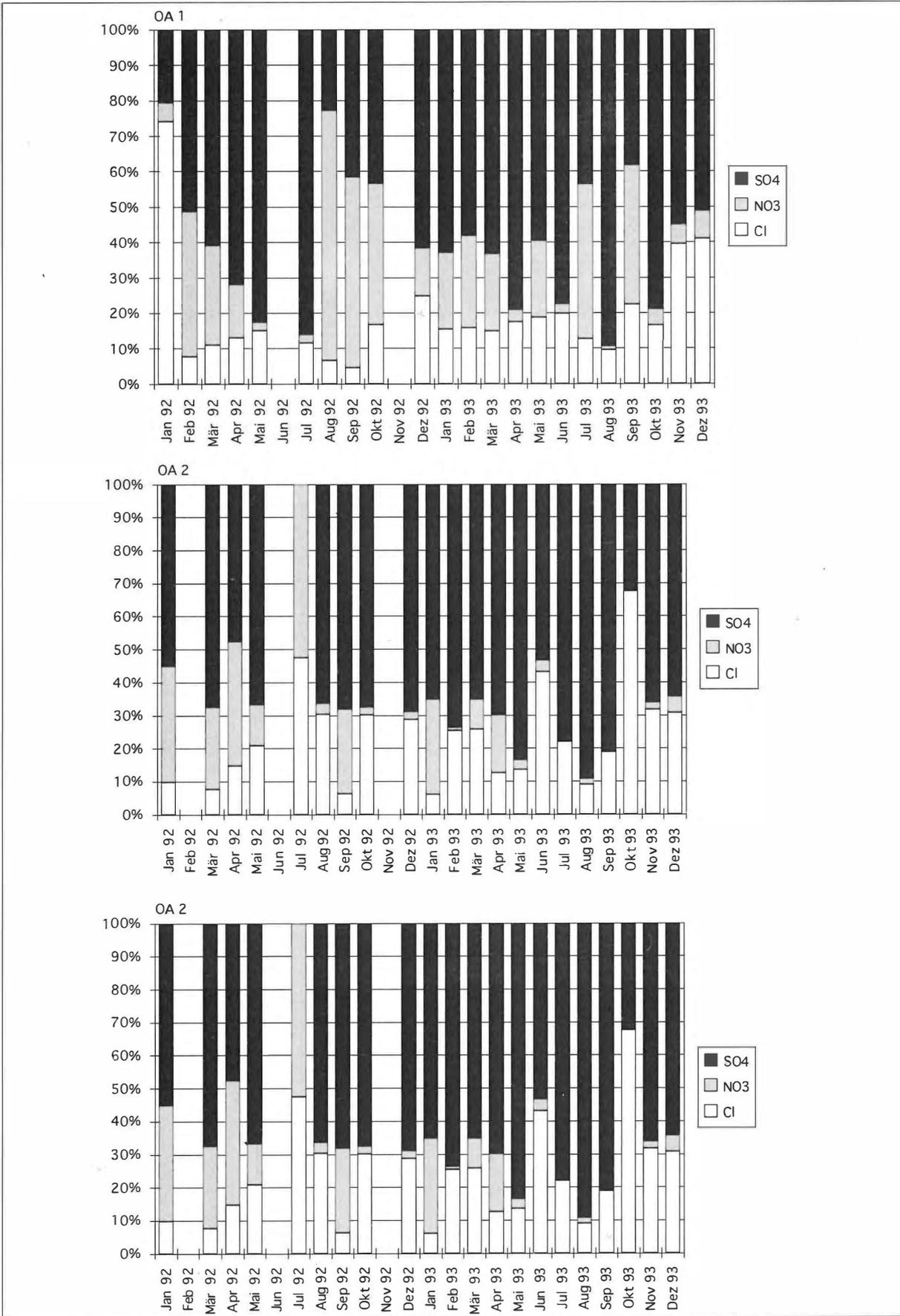


Abb.55: Prozentuale (Massenprozent) Verteilung der Ionengehalte (Anionen) in den Niederschlagsproben.

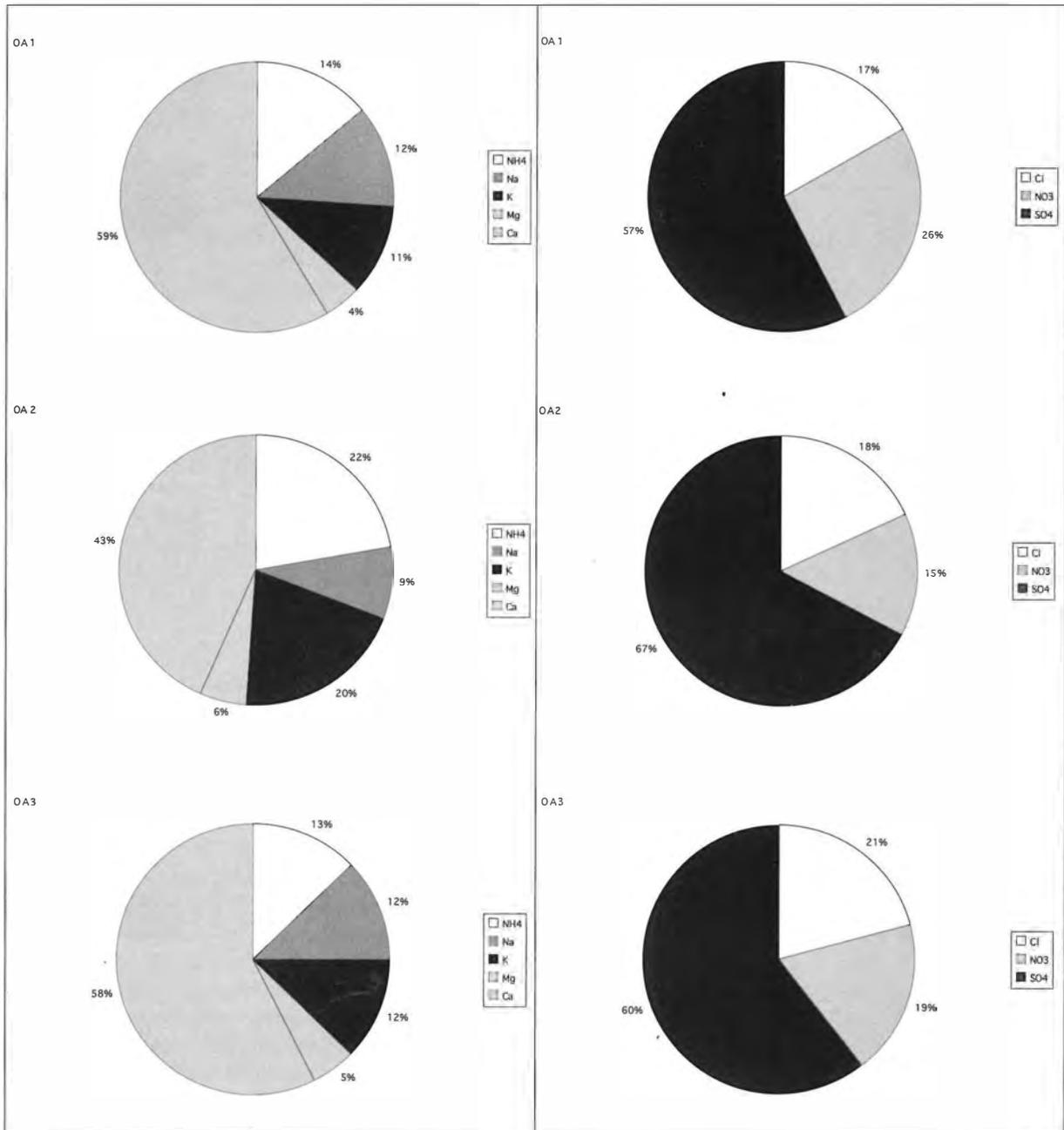


Abb.56: Mittlere prozentuale Gehalte der Kationen in den Niederschlagsmengen der verschiedenen Sammler.

Abb.57: Mittlere prozentuale Gehalte der Anionen in den Niederschlagsmengen der verschiedenen Sammler.

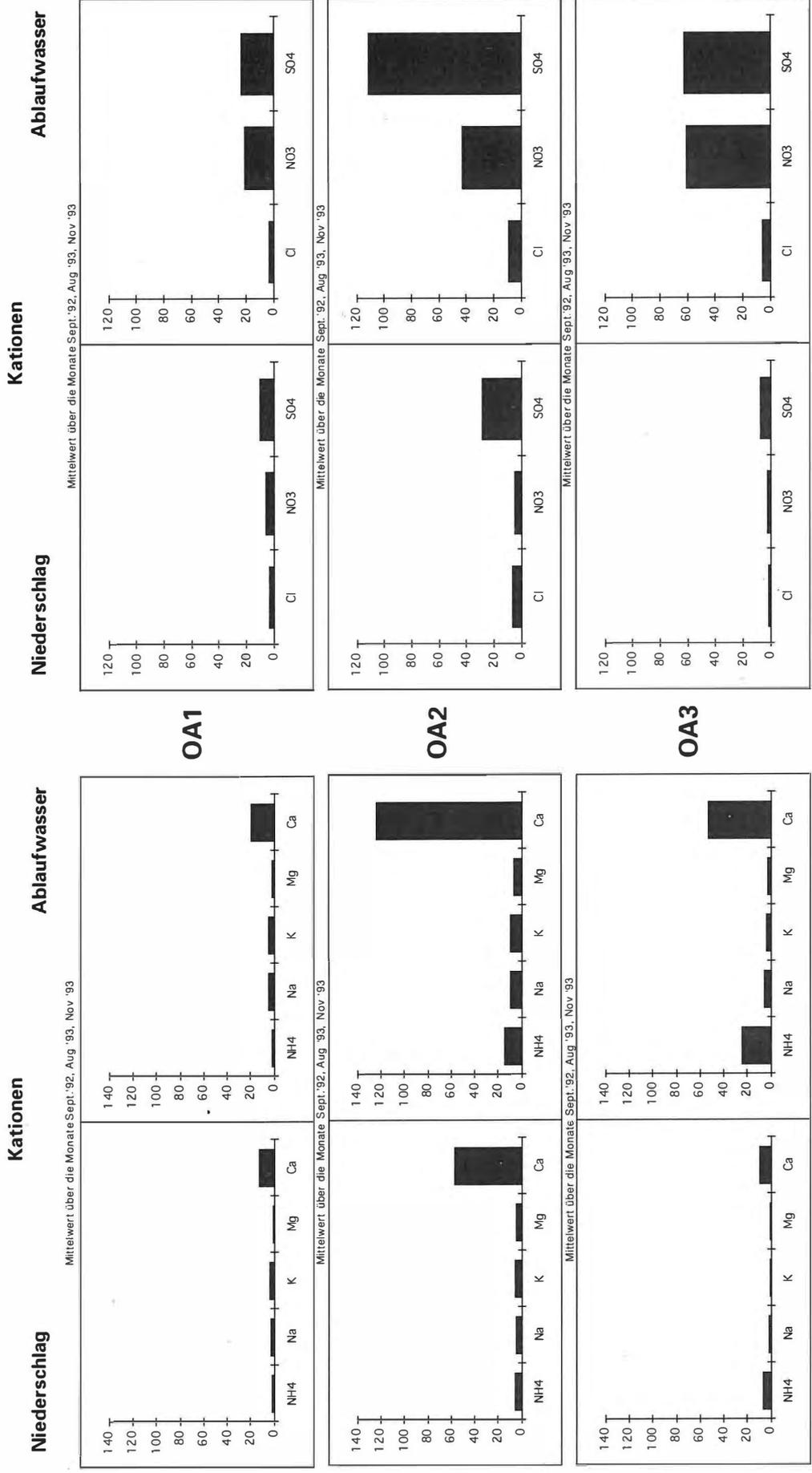
Wie oben bereits erläutert, wurden in den Ablaufwasser-Sammlern häufig keine meßbaren Flüssigkeitsmengen festgestellt. Bei der Auswertung der Proben haben wir uns daher auf die Sammelintervalle beschränkt, bei denen eine ausreichend große Flüssigkeitsmenge für die Analyse bereitstand. Stellt man die Gehalte in diesen Ablaufwasser-Proben den entsprechenden Werten für die Niederschlagsproben gegenüber, so beobachtet man in allen Fällen eine Anreicherung bestimmter Ionen in den Ablaufwässern (Abb. 58).

Dabei können verschiedene Fälle unterschieden werden. Der an der Außenschutzverglasung montierte Sammler liefert nur geringfügig erhöhte

Werte für Calcium und Natrium sowie Sulfat und Nitrat. Da bei dieser Fensteranordnung kaum mit einem deutlichen Austrag von Ionen aus der Glassubstanz zu rechnen ist, werden die leicht erhöhten Gehalte vermutlich durch einen besseren Umsatz des ablaufenden Wassers mit dem anhaftenden Staub auf den Außenschutz-Scheiben resultieren.

Bei den Sammlern OA2 und OA3 ist der Anreicherungseffekt erheblich höher. Bei OA2 gilt dies auf der Kationenseite besonders für Ammonium und Calcium, aber auch für Natrium und Kalium. Auf der Anionenseite sind besonders Nitrat und Sulfat erhöht. Bei OA3 sind alle erfaßten

Abb.58: Vergleich der Ionenkonzentrationen in ausgewählten Niederschlagsproben und den entsprechenden Ablaufwässern.



lonen deutlich erhöht, besonders aber die Anionenseite mit Nitrat und Sulfat. Eine Erklärung für den deutlichen Unterschied zu OA1 liegt in der Tatsache, daß die beiden anderen Sammler an Fenstern mit verwitterter Originalsubstanz montiert waren. Bei den hier aufgefangenen Ablaufwässern kann somit eine Reaktion des Niederschlages mit der Verwitterungsschicht (+ auflagernder Staubschicht) auf der Glasoberfläche angenommen werden. Die deutlich höheren Ionenkonzentrationen bei den Ablaufwässern sprechen dafür, daß bei wirklichem Ablauf des Wassers eher ein Stoffaustrag denn ein Eintrag stattfinden wird. Auf Grund der geschützten Lage der Fenster wird der Eintrag über gasförmige Schadstoffe oder Aerosole auf die mit einem Feuchtfilm belegte Oberfläche jedoch dominieren und die Verwitterungskruste verstärkt aufbauen.

5. *Schlußfolgerungen*

Die Diskussion der vorliegenden Ergebnisse gliedert sich in eine Bewertung der eingesetzten Meßsysteme sowie eine Beurteilung der Einflüsse auf das Objekt Katharinenkirche.

5.1 *Eingesetzte Meßverfahren*

Als erste Aussage der Studie ist der Nachweis der grundsätzlichen Eignung der eingesetzten SAM-Systeme zur Erfassung von lokalen Immissionsbeeinflussungen anzuführen. Das an der Katharinenkirche installierte Meßnetz muß dabei noch als relativ grob betrachtet werden. Sollen detailliertere Aussagen z.B. zu einzelnen Fenstern getroffen werden, müssen die Sammler den interessierenden Bereich in verschiedenen Höhen „abdecken“. Ein solcher Detailaufwand ist aber nur dann gerechtfertigt, wenn in einem Bereich unterschiedliche Schadensphänomene auftreten, die nicht materialbedingt oder durch variierende physikalische Einflüsse erklärt werden können.

Das grobe Netz über das ganze Objekt liefert eher eine generelle Einschätzung zur Immissions-situation ganzer Objektpartien. Diese Aussage erscheint immer dann interessant, wenn das Gefährdungspotential an verschiedenen Bereichen erfaßt und verglichen werden soll. Entsprechende Informationen ermöglichen z.B. die Erstellung von Prioritätsrangfolgen bei Sanierungs- oder Konservierungsmaßnahmen. Dabei ist das kostengünstige, passive Verfahren, das Aussagen zur Deposition liefert, sicherlich eine gute Ergänzung zu den aufwendigen Konzentrationsmessungen, bei denen noch schwierige Korrelationen mit den klimati-

schen Randparametern durchgeführt werden müssen, um wirkliche Stoff-Flüsse zu ermitteln.

Der geringe Abscheidegrad der Schadgase (etwa 2 % für SO_2 (durch Laborversuche ermittelt), für Nitrat liegt noch kein Wert vor) stellt einen Nachteil der Methode dar. Die in Literaturangaben beschriebenen Abscheideraten von 20 % konnten von uns nicht bestätigt werden. Diese geringe Deposition erlaubt den Einsatz des Verfahrens nur als integrierende Methode in längeren Expositionsintervallen (mehrere Wochen), um eine ausreichende statistische Sicherheit zu gewährleisten. Damit ist diese Sammlerkonzeptionen für Untersuchungen der periodischen Schwankungen im Tagesgang oder der Beeinflussung durch Kurzzeitereignisse im Hinblick auf die Aufdeckung von Details des Depositionsmechanismus nicht geeignet.

Die Bestimmung der SO_2 -Immissionsrate mit Hilfe der SAM-Technik, als in der Literatur bereits häufig beschriebenes Verfahren, liefert auch bei dieser Studie aussagekräftige Werte. Bei der Erfassung der Deposition der Stickoxid-Komponenten ist die Bestimmung allein der Nitrat-Gehalte in den SAM-Proben eine deutliche Einschränkung. Hier ist in Zukunft beabsichtigt, auch die Nitrite zu erfassen, um so die Gesamtdeposition der Stickoxide besser beurteilen zu können sowie möglicherweise Rückschlüsse auf die Art der deponierten Verbindung (NO_2 , HNO_3) ziehen zu können.

Bei der Bewertung der unterschiedlichen SAM-Anordnungen (Dach oder Karussell) ist die etwas höhere Abscheiderate der 90° -Anordnung (nach unten offener Filterhalter auf einem Karussell) als vorteilhaft anzusehen. Gleichzeitig ist der Montageaufwand hier geringer (kein Dach erforderlich) und durch die Möglichkeit zur freien Rotation ein besserer Mittelwert zu erwarten. Die direkt auf der Materialoberfläche (0° -Anordnung) montierten SAM-Filter werden dagegen die unmittelbare Anström-situation an der Materialoberfläche besser wiedergeben und sind so bei komplizierten Gebäudegeometrien (Ecksituationen) die bessere Alternative.

Das für die Studie benutzte Korrosionsraten-Meßsystem mit Stahlblechen nach VDI 3955 ist ein erprobtes Verfahren für die grundsätzliche Charakterisierung der Korrosivität eines Standortes unter freien Anströmbedingungen (in Bezug auf Metalle). Bei der Studie zeigte sich, daß eine solche Anordnung durchaus auch bei der Beschreibung der kleinräumigeren Einflüsse benutzt werden kann. Die Aussagen der Korrosionsraten an Stahlblechen beziehen sich hauptsächlich auf den Feuchte- und Immissionseinfluß. Eine direkte Übertragung auf andere Materialien (wie Glas und Stein) ist daher sicherlich nur beschränkt und globalisierend möglich, da die Korrosivität jeweils durch andere Randbedingungen mit beeinflusst wird. Um die Übertragbarkeit entsprechender Aussagen von verschiedenen Materialsensoren zu testen, läuft zur

Zeit in einer kleinen Detailstudie ein Versuch mit Glassensoren, Steinplättchen und Stahlblechen an der Katharinenkirche. Die Auswertung der Ergebnisse dieser „Kombisammler“ wird Ende 1994 Aufschluß zu den o.g. Fragen bringen.

Bei der Erfassung der Wechselwirkung von „nasser“ Deposition und Schadstoff-Austrag durch Niederschläge muß das eingesetzte System als nur bedingt geeignet gesehen werden. Die geschützte Lage der Fenster verbunden mit den relativ geringen auftreffenden Flüssigkeitsmengen führten unerwarteter Weise zu nur sehr geringen Sammelmen gen. Die bei den Sammlern vorhandenen, großen horizontal angeordneten Trichterflächen stellen jedoch sehr gute Staubfänger dar. Hierdurch kommt es zur starken Beeinflussung der jeweiligen Flüssigkeiten durch diese Staubablagerungen. Die in der Studie gewonnenen Informationen zum Stoff-Transport an die Scheibe und aus der Verwitterungskruste heraus sind daher nur als Trend zu werten.

Eine deutliche Verbesserung für die Erfassung der unmittelbar auf die Glasoberfläche auftreffenden Niederschläge würde ein „wet-only“ Schlagregensammler darstellen. Mit einer entsprechenden Sammelkammer mit einer relativ großen Öffnung (erhöht die Sammelmenge) parallel zur Glasoberfläche angeordnet, die mit einem nur bei Regen öffnenden Deckel verschlossen ist (verhindert Staubanlagerungen in den Trockenphasen), wird die gezielte Untersuchung des Stoffeintrages durch den Niederschlag optimal möglich sein. Für die Untersuchung der Stoff-Flüsse ist darüber hinaus eine Anordnung, wie sie Metzger [24] beschreibt, sinnvoll. Durch eine parallel zur Wand oder Scheibenoberfläche installierte Sammelfläche (technisches Glas oder PTFE-Beschichtung) mit einer staubgeschützten kleinen Ablaufrinne am unteren Rand wird die Deposition (Staub) in einer Weise nachvollzogen, wie sie auch am Originalmaterial stattfindet. In Trockenphasen können die Stäube abgespült und analysiert werden. Bei Regenereignissen resultieren zwei Proben, zum einen das aufgefangene Ablaufwasser, zum anderen der abgespülte Staub. In einer ergänzenden Studie wird ein solches System derzeit in Oppenheim getestet, um Vergleiche zu den Ergebnissen mit den großen Kombisammlern ziehen zu können.

Bei den o.g. Verbesserungsvorschlägen bleibt die Untersuchung der Beeinflussung bzw. die Einflußnahme der Verwitterungsschicht auf der originalen Materialoberfläche unberücksichtigt. Um auch hier Aussagen treffen zu können, würden wir aus der vorliegenden Erfahrung Kleinsammler an einzelnen Scherben vorschlagen. Die nur geringen Flüssigkeitsmengen müssen anschließend mit mikroanalytischen Methoden untersucht werden. Ein solches Vorgehen würde auch den Vorteil bie-

ten, gezielt auf Gläser mit unterschiedlichen Verwitterungsbildern eingehen zu können. Eine letzte Alternative um Aussagen zum Stoffaustrag zu erhalten, ist das Abspülen ausgewählter Bereiche mit künstlichem Regen, wobei die Randbedingungen gezielt gewählt werden können.

5.2 Aussagen zur Katharinenkirche

Die Ergebnisse der Studie weisen den Standort der Katharinenkirche als hauptsächlich durch urbane Einflüsse betroffenes Gebiet aus. Die Vergleiche der in der LfUG-Meßkampagne ermittelten Schadstoff-Gehalte in der Umgebungsluft mit unterschiedlich belasteten Gebieten in Rheinland-Pfalz zeigen, daß ein deutlicher Einfluß der umgebenden Industrie-regionen nicht unmittelbar festzustellen ist. Bei Berücksichtigung der langfristigen Entwicklung ist, wie an anderen Standorten auch, die Dominanz des Schwefeldioxid als Hauptschadstoff zurückgegangen. Stickoxide sind auch in Oppenheim in vergleichbarem, wenn nicht stärkerem Maße als SO₂ als Schadstoff-Einflußgröße bei den „sauren“ Immissionskomponenten zu berücksichtigen. Dabei muß jedoch bedacht werden, daß das derzeitige Schadensbild die langfristige Entwicklung in der Vergangenheit darstellt und die aktuellen Meßdaten nicht allein zur Interpretation dieses Bildes herangezogen werden dürfen.

Bei der Beschreibung der lokalen Immissionsbelastungssituation an der Kirche selbst kann für die gasförmige Depositionen folgende grobe Reihenfolge aufgestellt werden: Ostseite > Nordseite ≥ Südseite. Für die Tatsache, daß die Ostseite die höchsten Immissionsraten aufweist, sind verschiedene Erklärungen denkbar. Von der Geländestruktur her ist die Ostseite ebenso wie die Südseite frei anströmbar. Anders als an der Südseite des Langhauses (Basilikacharakter des Objektes) ist im Osten aber kein stufenförmiger Aufbau mit eingrenzenden Querhaus bzw. Turmbereichen gegeben (hoher Ostchor). Das Strömungsprofil wird damit im Osten (am Chor) anders verlaufen als im Süden oder Norden (am Langhaus). Bei höheren Luftgeschwindigkeiten im Osten (zur Zeit nur Hypothese) ist eine höhere Depositionsrate verständlich. Nicht auszuschließen ist jedoch auch eine Beeinflussung der Immissionrate durch die aus nördlicher bzw. nordöstlicher Richtung transportierten Schadstoffe aus den Ballungsgebieten des Rhein-Main-Raumes.

Bei der Betrachtung der gasförmigen Immissionseinflüsse auf die Nord- und Süd-Seite des Langhauses können global gesehen nur geringe Unterschiede festgestellt werden. Durch die Hanglage der Kirche und das starke Zurückspringen der Obergadenwand ergeben sich komplizierte

Strömungsprofile, die bisher aber noch nicht erfaßt wurden. Daher bleibt uns nur eine Beschreibung der gemessenen Immissionsraten, ohne eine detaillierte Begründung für deren Zustandekommen angeben zu können. So weist die Nordseite bei den SO₂-Immissionsraten geringfügig höhere Werte auf als die Südseite. Bei den Nitratdepositionen ist ein gegenteiliger Effekt zu beobachten. Die Erklärung für die geänderte Situation beim Nitrat durch verstärkte photochemische Prozesse an der stark besonnten Südseite scheint plausibel. Eine leichte Zunahme der Belastung mit zunehmender Gebäudehöhe ist ebenfalls festzustellen, wobei hier die Werte für den südlichen Obergaden bei den Sulfatdepositionen herausfallen.

Entscheidender als die globale Charakterisierung der Bereiche erscheint das Ergebnis der Detailuntersuchungen an bestimmten speziellen Gebäudegeometrien. So kann in Ecksituationen davon ausgegangen werden, daß eine deutlich verringerte Deposition stattfindet. Bei der Übertragung auf im Eckbereich liegende Fenster können hiermit mögliche Gradienten im Erscheinungsbild der Verwitterung erklärt werden.

Der Eintrag von Schadstoffen durch Regenereignisse ist bei der geschützten Lage der Fenster eher untergeordnet zu bewerten. Die „nasse“ Deposition ist jedoch nicht zu vernachlässigen, da in Oppenheim durchaus häufiger mit Nebelereignissen zu rechnen ist. (Eine Aussage zu den Auswirkungen der Aerosoleinträge durch den Nebel kann leider nicht gegeben werden, da entsprechende Sammeleinrichtungen nicht zur Verfügung standen.) Der in Kontakt mit der Oberfläche tretende Niederschlag ist mit Werten um pH 7 (gewisse Unsicherheit durch die angewendete Sammeltechnik) nicht sauer und sollte daher keine deutliche Belastung für die Glasoberfläche darstellen. Der durch das Ablaufwasser stattfindende Stoffaustrag wird durch den Stoffeintrag aus trockener Deposition deutlich kompensiert.

Zusammenfassend kann die heutige Beeinflussung der Katharinenkirche durch saure Immissionskomponenten im Vergleich zu anderen Standorten und früheren Belastungssituationen eher als gering bezeichnet werden. Bei der Beschreibung des Schadenszustandes müssen jedoch immer die aufgenommenen und „gespeicherten“ Belastungen der Vergangenheit und deren Wechselwirkung mit den heutigen Einflußparametern berücksichtigt werden. Hier ist besonders der Einfluß der unterschiedlichen klimatischen Bedingungen (Wind, Feuchte, Temperatur) an den verschiedenen Gebäudeseiten (besonnte Südseite, stark abgeschirmte und beschattete Nordseite) entscheidend für die Auswirkungen. Die in der Studie im Hinblick auf die Beeinflussung der Immissionssituation gewonnenen klimatischen Parameter können damit auch als Faktoren bei der Interpretation der physikalischen Belastungen am Objekt herangezogen werden.

6. Literaturverzeichnis

1. FREIHERR VON WELCK, ST. (Hrsg.) (1993):
Gemeinsames Erbe gemeinsam erhalten. Tagungsberichte zum 1. Statuskolloquium des Deutsch-Französischen Forschungsprogramms für die Erhaltung von Baudenkmälern, 24.-25.3.1993, Karlsruhe.
2. FITZ, S.; FITZ-ULRICH, E.; FRENZEL, G.; KRÜGER, R. UND KÜHN, H. (1984):
Die Einwirkung von Luftverunreinigungen auf ausgewählte Kunstwerke mittelalterlicher Glasmalerei. Forschungsbericht 106 08 002, Hrsg.: Bundesminister des Inneren in Zusammenarbeit mit dem Deutschen Museum, Erich Schmidt Verlag, Berlin 1984.
3. DEL MONTE, M. (1991):
The Cultural Heritage: Causes of Damage. In: Baer, N.S., Sabbioni, C., Sors, A.I (Hrsg.): Proc. of the European Symposium „Science, Technology and European Cultural Heritage“, 13.-16. Juni 1989, Bologna (Italien), Butterworth-Heinemann Ltd., Oxford (UK), S. 78-89.
4. NORBERG, P.; SJÖSTRÖM, C.; KUCERA, V.; RENDAHL, B. (1993):
Microenvironment Measurements and Materials Degradation at the Royal Pallace in Stockholm. Proc. of the 6th Int. Conference on Durability of Building Materials and Components, 26.-29. Oktober 1993, Omiya (Japan).
5. VDI-RICHTLINIE 2463, BLATT 9 (1981):
Messen von Partikeln; Messen der Massenkonzentration von Partikeln in der Außenluft; Filterverfahren; LIS/P-Filtergerät.
6. LUCKAT, S. (1980):
Über die Immissions-Raten-Meß-Anlage. Staub-Reinhalt. Luft 40, S. 425-427.
7. HUEY, N.A. (1968):
The Lead Dioxide Estimation of Sulfur Dioxide Pollution. J. Air Poll. Contr. Ass. 18, No. 9, S. 610-611.
8. MARFELS, H.; FRITSCHKE, U.; HOCHRÄINER, D. (1989):
Entwicklung eines neuen Gerätes für die Immissionsratenmessung. In: VDI-Kommission Reinhaltung der Luft (Hrsg.): „Immissions-Ratenmessung und Materialkorrosion“, VDI-KRdL-Schriftenreihe Bd. 11, Düsseldorf, S. 93-106.

9. DANNECKER, W. (1987):
Einsatz eines neuartigen Passiv-Sammler-Systems an Kulturbauten zur Messung sauer reagierender Schadgase in der Atmosphäre. Bautenschutz und Bausanierung, Sonderheft zum 1. Statusseminar des BMFT-Projektes „Steinzerfall/Konservierung“, 17.-18. Dezember 1986, Mainz, S. 46-50.
10. RUMPEL, K. (1984):
Ein Verfahren zur Feststellung potentieller Immissionsraten: Oberflächenaktive Monitore SAM (Surface active monitor). Monatsberichte aus dem Meßstellennetz des Umweltbundesamtes *Z*, S. 2-15.
11. WALLAR, M.A., HUEY, N.A. (1969):
Evaluation of a Static Monitor of the Atmospheric Activity of Sulfuric Oxides, Nitrogen Dioxide and Chloride, Proc. of the 62nd. Ann. Meet. of APCA, 22.-26. June 1969, Cincinnati (USA).
12. SCHURATH, U. (1985):
Chemische Reaktionen von SO₂, NO_x und organischen Verbindungen. In: Becker, K.H.; Löbel, J. (Hrsg.): „Atmosphärische Spurenstoffe und ihr physikalisch-chemisches Verhalten“. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo, S. 59-76.
13. VDI-RICHTLINIE 3955 BLATT 2 (1993):
Bestimmung der korrosiven Wirkung komplexer Umgebungsbedingungen auf Werkstoffe; Exposition von Glassensoren.
14. VDI-RICHTLINIE 3955 BLATT 1 (1992):
Bestimmung der korrosiven Wirkung komplexer Umgebungsbedingungen auf Werkstoffe; Exposition von Stahlblechen mit dem Mank'schen Karussell.
15. LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ UND GEWERBEAUF SICHT, ABT. 3:
Meßinstitut für Immissions-, Arbeits- und Strahlenschutz (1992): Monatsbericht über die Meßergebnisse des Zentralen Immissionsmeßnetzes -ZIMEN- für Rheinland-Pfalz, 12/92 (mit Jahreszusammenfassung), Mainz.
16. MINISTERIUM FÜR UMWELT DES LANDES RHEINLAND-PFALZ (HRSG.) (1993):
Luftreinhalteplan Mainz-Budenheim, 1. Fortschreibung 1987-1995. Bearbeitung durch das Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht, Mainz.
17. BORCHERT, H. (1993) :
Der Eintrag von Luftschadstoffen in die Waldgebiete von Rheinland-Pfalz, Beitrag zur Fachtagung „Waldschäden, Boden- und Wasserversauerung durch Luftschadstoffe in Rheinland-Pfalz“, Mainz, 8. Dezember 1993.
18. BORCHERT, H. (1987):
Ferntransport von SO₂ über Rheinland-Pfalz. In: Kämpf, H.G. (Hrsg.): „Aktuelle Probleme und Lösungsbeiträge zum Umweltschutz“. Contex-Verlag, Obertshausen, S. 67-75.
19. LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ UND GEWERBEAUF SICHT, ABT. 3:
Meßinstitut für Immissions-, Arbeits- und Strahlenschutz (1993) Monatsbericht über die Meßergebnisse des Zentralen Immissionsmeßnetzes -ZIMEN- für Rheinland-Pfalz, 12/93 (mit Jahreszusammenfassung), Mainz.
20. FLEURI, J.P.:
Mesure de la Pollution Atmosphérique sur les Sites de la Cathédrale de Tours et de la Collegiale de Thann. Untersuchungsbericht (EN-CLI 93.04 L) des CSTB, Nantes im Rahmen des Deutsch-Französischen Forschungsprogramms zur Erhaltung von Baudenkmälern, März 1993.
21. RUMPEL, K.J., KEMMER, C., ALEXANDE, J. (1989):
SAM und der Einfluß des Windes auf die SO₂-Immissionsrate. In: VDI-Kommission Reinhaltung der Luft (Hrsg.): „Immissions-Ratenmessung und Materialkorrosion“, VDI-KRdL Schriftenreihe Bd. 11, Düsseldorf, S. 83-92.
22. BRÜGGERHOFF, S., LAIDIG, G., SCHNEIDER J. (1993):
Untersuchungen zur Wirkung saurer Immissionskomponenten auf Baumberger Kalksandstein als Indikatormaterial. Studie im Rahmen des Programms „Materialexposition in Rheinland-Pfalz“ herausgegeben vom Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht, Rheinland-Pfalz, Mainz.
23. SPECOVIVUS, J., SCHWELA, D. (1989):
Zusammenhang zwischen der Korrosion von Stahlblechen, Immissionsraten und relativer Luftfeuchte. In: VDI-Kommission Reinhaltung der Luft (Hrsg.): „Immissions-Ratenmessung und Materialkorrosion“, VDI-KRdL-Schriftenreihe Bd. 11, Düsseldorf, S. 37-49.
24. METZIG, G.; LAMMEL, G. (1993):
Die Umweltbelastung in der Umgebung des Münsters in Salem. In: [1].

metallum, i, n:
Grube, Bergwerk (oft pl.);
Metall, auch Gestein, Mineral

μεταλλον, το:
Grube, Stollen;
bsd. a) Bergwerk (meist pl.)
b) Steinbruch



Inhalt

Seite

M. Ganzelewski/Th. Rehren

***Das Frischen von Roheisen am Beispiel des
spätmittelalterlichen Fundplatzes von Kierspe im Märkischen Kreis***

5

D. Kirchner/St. Brüggerhoff

Die Katharinenkirche in Oppenheim

Klimatische und Immissionseinflüsse auf Stein- und Glassubstanz

15

Nr. 1

Bochum 1994

METALLA

Forschungsberichte des Deutschen Bergbau-Museums



Impressum:

Herausgeber:
Deutsches Bergbau-Museum Bochum
Museumsdirektor: Dr. phil. Rainer Slotta
Schriftleiter: Dr. rer. nat. Thilo Rehren
Layout + Titelgestaltung:
Dipl.Des. Karina Schwunk
Fotos: Abb.1, Seite 6: M. Sönnecken
Alle weiteren von den Autoren

Am Bergbaumuseum 28
D-44791 Bochum

ISSN 0947-6229