

2.8. Umweltmeteorologie

Schadstoffe, die in die Atmosphäre gelangen, unterliegen dort einer Reihe physikalischer und chemischer Prozesse. In diesem Abschnitt werden diese Prozesse, soweit sie die Meteorologie betreffen, erklärt und das Aufgabengebiet der Abteilung für Umweltmeteorologie wird beschrieben.

2.8.1. Schadstoffausbreitung in der Atmosphäre

Die Freisetzung von Schadstoffen wird **Emission** genannt. Sie kann über natürliche Quellen (z.B. Vulkane, Waldbrände) oder durch vom Menschen verursachte Prozesse über einen Schornstein, Autoauspuff usw. erfolgen. Sie wird angegeben in Milligramm (= Tausendstel Gramm) pro Sekunde, Kilogramm pro Stunde oder Tonnen pro Jahr. Die Prozesse, denen die Schadstoffe im weiteren in der Atmosphäre unterliegen, fasst man mit dem Begriff **Translation** zusammen. Die Schadstoffkonzentration, die in der Umgebung eines Emittenten gemessen wird, heißt **Immission** bzw. Immissionskonzentration. Die Immissionskonzentration wird angegeben als Masse Schadstoff pro Volumen Luft (Mikrogramm (= Millionstel Gramm) oder Milligramm (= Tausendstel Gramm) pro Kubikmeter) oder als Zahl der Teilchen Schadstoff pro Teilchen Luft (z.B. ppm = parts per million = 1 Teilchen Schadstoff auf 1 Million Teilchen Luft)

Die Ausbreitung einer Abgasfahne in der Atmosphäre ist in Abbildung 2.8.1.1 dargestellt. In der Regel steigt eine Abgasfahne zunächst vertikal nach oben, weil sie entweder wärmer und daher leichter ist als die Umgebungsluft oder weil sie mechanisch ausgeblasen wird. Vorausgesetzt ist, dass die Abgasfahne ungehindert nach oben austreten kann. Die Höhe, um die eine Abgasfahne zunächst aufsteigt, nennt man **Schornsteinüberhöhung**. Im weiteren wird die Abgasfahne vom Wind erfasst und abtransportiert. Jene Höhe über Grund, in der sich die Abgasfahne dann ausbreitet, nennt man **effektive Quellhöhe**. Sie umfasst die Höhe des Schornsteins zuzüglich der Schornsteinüberhöhung.



Abbildung 2.8.1.1: Ausbreitung einer Abgasfahne. ΔH ist die Schornsteinüberhöhung (siehe Text).

Schon alleine der Transport einer Abgasfahne mit dem Wind ist oft nicht so trivial, wie dies auf den ersten Blick erscheinen mag: Der Wind kann sich räumlich oder mit der Höhe stark ändern (Abbildung 2.8.1.2). Ist ein Schornstein zu niedrig, dann kann die Abgasfahne von der Luft, die bei Überströmen eines Gebäudes an der windabgewandten Seite zu Boden sinkt, nach unten gezogen werden (Abbildung 2.8.1.3). Folge ist eine sehr hohe Schadstoffkonzentration an den Fassaden oder im Nahbereich solcher Gebäude. Für einen ungestörten Abtransport einer Abgasfahne ist es daher erforderlich, dass der Schornstein Strömungshindernisse (z.B. Gebäude, Bäume, eventuell auch Geländestrukturen) hinreichend hoch überragt!

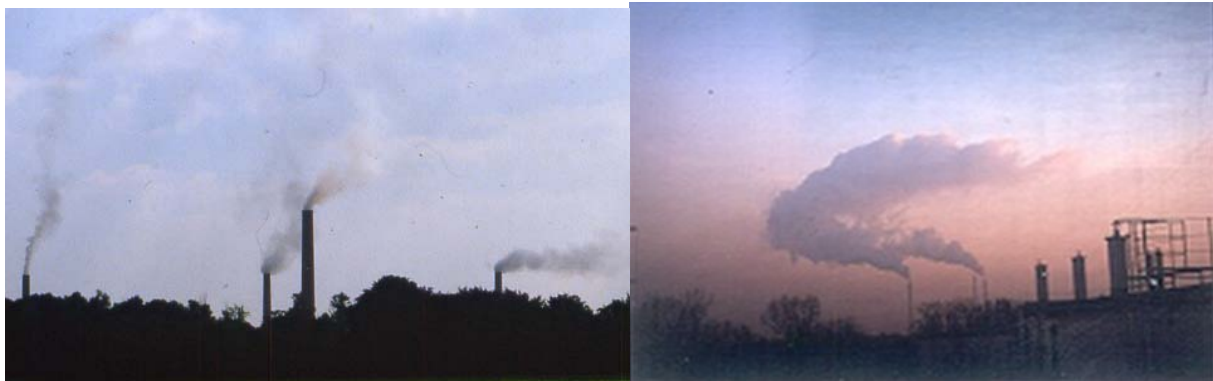


Abbildung 2.8.1.2: Uneinheitliche Windverhältnisse, erkennbar an den Zugrichtungen der Abgasfahnen.



Abbildung 2.8.1.3: Infolge eines zu niedrigen Schornsteins wird die Abgasfahne an der windabgewandten Seite des Gebäudes nach unten gedrückt.

Der Wind ist keine konstante Bewegung der Luft aus gleich bleibender Richtung, vielmehr schwanken Windrichtung und –geschwindigkeit ständig. Diese Schwankungen nennt man **Turbulenz**. Es sind dies Wirbel, die in die Strömung eingelagert sind. Diese Wirbel können auf zwei unterschiedliche Arten entstehen: Bei Überströmen von Hindernissen (**mechanische Turbulenz**) oder durch Erhitzen der bodennahen Luftschichten bei starker Sonneneinstrahlung tagsüber. Die erhitzte Luft ist leichter als die Umgebungsluft und steigt deshalb auf (**thermische Turbulenz**). In Abbildung 2.8.1.4 sind die beiden Entstehungsarten der Turbulenz schematisch dargestellt.

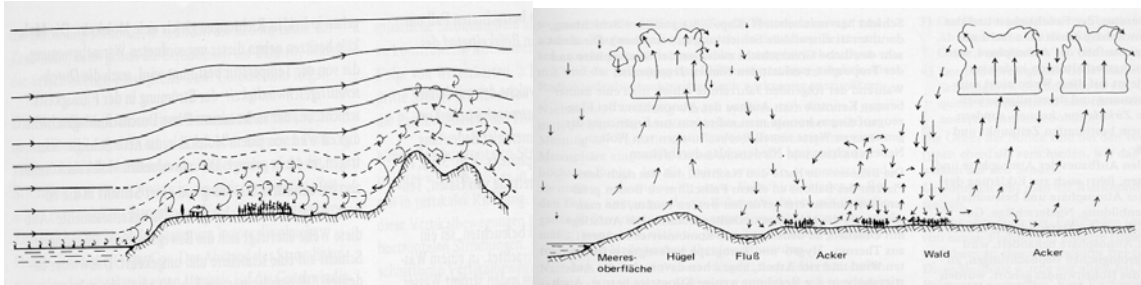


Abbildung 2.8.1.4: Entstehung von Turbulenz durch Überströmen von Hindernissen (links) oder durch Erhitzen der bodennahen Luft als Folge von starker Sonneneinstrahlung (rechts) (entnommen aus Liljequist und Cehak: Allgemeine Meteorologie, 1979)).

Die in die Luftströmung eingelagerten Wirbel bewirken, dass eine Abgasfahne mit (sauberer) Umgebungsluft vermischt wird. Die Konzentration der Schadstoffe (Masse Schadstoff pro Kubikmeter Luft) nimmt daher mit zunehmender Entfernung vom Emittenten ab, man spricht von **Verdünnung** durch **turbulente Diffusion**. Durch diesen Vorgang ändert sich die Gesamtmasse der in der Luft enthaltenen Schadstoffe jedoch nicht, die Schadstoffe werden lediglich auf ein größeres Luftvolumen verteilt.

Die Turbulenz, also die Größe der in der Luftströmung mitgeführten Wirbel, hängt stark von der Änderung der Temperatur mit der Höhe ab. Dieser Zusammenhang ist in Abbildung 2.8.1.5 dargestellt: Sie zeigt symbolisch ein quadratisches Luftpaket, welches aus einem Schornstein freigesetzt wird. Die Einfärbung des Hintergrunds soll die Änderung der

Temperatur mit der Höhe darstellen, wobei rote Einfärbung einer hohen und blaue Einfärbung einer niedrigen Temperatur entspricht.

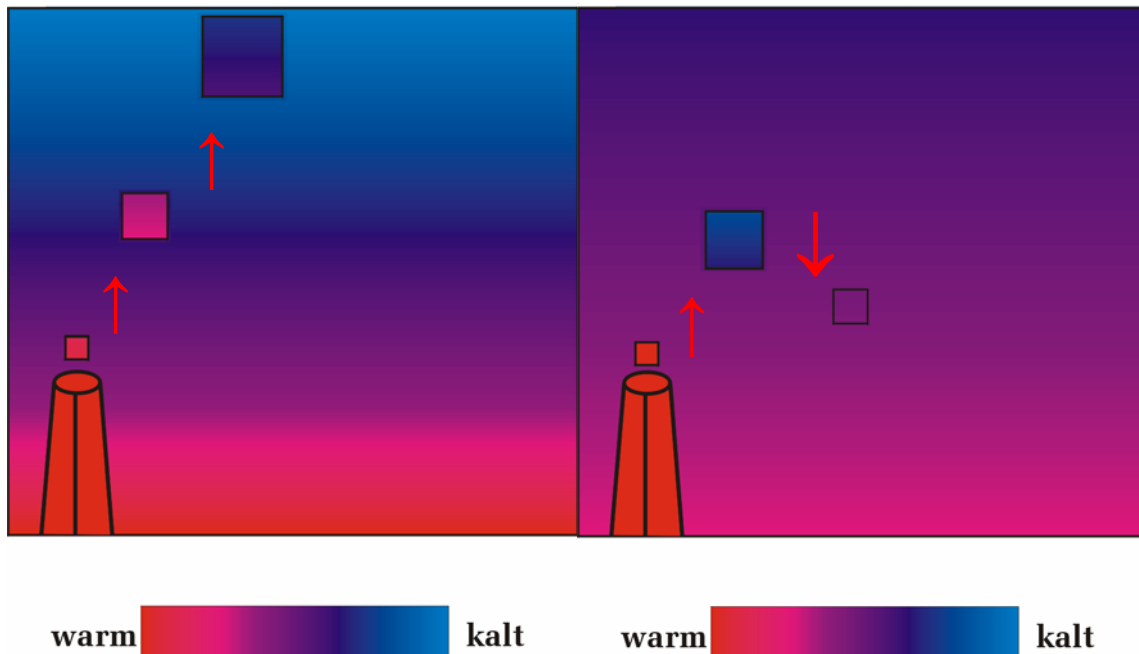


Abbildung 2.8.1.5: Verhalten eines aufsteigenden warmen Luftpakets (Quadrat) bei neutraler oder labiler Schichtung (links) sowie bei stabiler Schichtung (rechts).

Das aus dem Schornstein entweichende Luftpaket ist rot eingefärbt, es ist wärmer als seine Umgebung. Es hat daher eine relativ geringe Dichte und steigt auf. Weil der Luftdruck mit der Höhe abnimmt, dehnt sich das aus dem Schornstein entwichene Luftpaket während des Aufsteigens aus und kühlt dabei ab und zwar genau um 1°C pro 100 m Höhenzunahme. Nimmt die Umgebungstemperatur jetzt genau im selben Ausmaß mit der Höhe ab, wie dies im linken Teil der Abbildung symbolisch dargestellt ist (unten ist die Luft rot eingefärbt, also warm, oben blau, also kalt), dann bleibt das aufsteigende Luftpaket immer um dieselbe Temperaturdifferenz wärmer als die Umgebungsluft. Das Luftpaket behält daher seinen Auftrieb bei und steigt theoretisch endlos auf. In diesem Fall setzt die Atmosphäre vertikalen Luftbewegungen keinen Widerstand entgegen, man spricht daher von **neutraler Schichtung**.

Nimmt die Temperatur in der Umgebungsluft um mehr als 1°C pro 100 m Höhenzunahme ab, dann wird die Temperaturdifferenz des aufsteigenden Luftpakets zur Umgebungsluft sogar immer größer, weil sich das Luftpaket aufgrund seiner Ausdehnung ja nur um 1°C pro 100 m Höhenzunahme abkühlt. In diesem Fall beschleunigt die Atmosphäre vertikale Luftbewegungen, man spricht von **labiler Schichtung**.

Im rechten Bild ist aus der Einfärbung des Hintergrunds ersichtlich, dass die Temperatur der Umgebungsluft nur sehr langsam mit der Höhe abnimmt. Das aufsteigende Luftpaket kühlt, weil es sich ausdehnt, jedoch unverändert um 1°C pro 100 m Höhenzunahme ab. Es wird

dadurch rasch kälter und schwerer als die Umgebungsluft - und sinkt dadurch wieder ab. Durch das Absinken gerät es wieder in höheren Luftdruck, wird komprimiert und erwärmt sich jetzt genau um 1°C pro 100 m Absinken – und zwar so lange, bis sich seine Temperatur nicht mehr von der Umgebungsluft unterscheidet. In diesem Fall setzt die Atmosphäre vertikalen Luftbewegungen einen Widerstand entgegen, man spricht von **stabiler Schichtung**. Ein Sonderfall von stabiler Schichtung sind **Inversionen**, Luftschichten, in denen die Temperatur mit der Höhe zu- statt abnimmt. Inversionen wirken wie ein „Deckel“ in der Atmosphäre, der vertikale Luftbewegungen unterbindet.

Die vertikale Temperaturschichtung ist vielfach an Nebelhorizonten, an der Bewölkungsart und am Verhalten von Abgasfahnen direkt beobachtbar. Abbildung 2.8.1.6 zeigt mehrere horizontale Nebel- und Dunstschichten in einem Alpental, wie sie bei stabiler Schichtung oder bei Inversionswetterlagen typisch sind. An den horizontalen Dunstschichten ist erkennbar, dass keinerlei vertikale Luftbewegungen auftreten. Eine Abgasfahne bleibt dann auch über größere Entfernung hinweg auf ein enges Luftvolumen begrenzt, die Schadstoffe werden kaum verdünnt. Im Falle eines hohen Schornsteins erreichen die Schadstoffe den Boden erst in großer Entfernung. Sollte sich in der Zugrichtung der Abgasfahne jedoch ein Berghang oder ein hohes Gebäude befinden, dann können dort sehr hohe Schadstoffkonzentrationen auftreten. Man spricht bei einer solchen Temperaturschichtung von **schlechter (vertikaler) Durchmischung** der Atmosphäre.



Abbildung 2.8.1.6: Nebelhorizonte in einem Alpental und Verhalten einer Abgasfahne bei stabiler Schichtung.

Ganz anders das Bild bei labiler Schichtung: Die Cumuluswolke in Abbildung 2.8.1.7 ist nichts anderes als erhitzte Luft, die so weit aufgestiegen ist, bis sie eine Wolke gebildet hat. Die starken Vertikalbewegungen bei labiler Schichtung haben zur Folge, dass die Abgasfahne nach oben und nach unten gedrückt wird. Über einen längeren Zeitraum (z.B. eine halbe Stunde) betrachtet, fächert die Abgasfahne mit zunehmender Entfernung vom Schornstein stark auf, die Konzentration nimmt rasch ab. Die Abgasfahne erreicht den Boden jedoch schon in geringer Entfernung zum Schornstein. Die Atmosphäre ist **gut durchmischt**.



Abbildung 2.8.1.7: Cumuluswolke und Verhalten einer Abgasfahne bei labiler Schichtung.

Neben dem Transport durch den Wind und der Verdünnung durch turbulente Diffusion unterliegen Schadstoffe noch weiteren Prozessen in der Atmosphäre: Partikelförmige Schadstoffe (Staubteilchen) können durch ihr Gewicht langsam zu Boden sinken (**Sedimentation**). Durch Kontakt mit Oberflächen (z.B. Vegetation, menschliche Lunge usw.) können Schadstoffe daran haften bleiben (**trockene Deposition**). An partikelförmigen Schadstoffen oder an Schadstoffen, die sich an Partikeln anlagern, können sich Regentropfen oder Schneekristalle bilden; auch beim Fallen durch eine Abgasfahne kann Niederschlag Schadstoffe aufnehmen. Beide Prozesse nennt man **nasse Deposition**. Schadstoffe können **chemischen Reaktionen** unterliegen. All diese Prozesse bewirken, dass die Schadstoffe der Atmosphäre wieder entzogen werden. Chemische Reaktionen bewirken eine Abnahme von **primär** emittierten **Schadstoffen**, dabei können jedoch neue, **sekundäre Schadstoffe** entstehen. So wird z.B. Ozon bei starker Sonneneinstrahlung aus Stickstoffdioxid gebildet und ein Teil des Feinstaubes entsteht bei hoher Luftfeuchtigkeit aus Schwefeldioxid (Sulfat) bzw. aus Stickstoffoxiden (Nitrat).

2.8.2. Messung der Schadstoffbelastung der Luft; Immissionsgrenzwerte

Die Messung der Schadstoffbelastung der Luft zum Schutz der menschlichen Gesundheit obliegt den Umweltreferaten der Bundesländer. Diese Messungen werden daher vor allem in Gebieten mit hoher Schadstoffbelastung und/oder großer Bevölkerungsdichte durchgeführt, also in Ballungsräumen, nahe stark befahrener Straßen oder in Gebieten mit ungünstigen meteorologischen Bedingungen. Die Ergebnisse der Schadstoffmessungen werden meist in Form von monatlichen Berichten publiziert. Das Umweltbundesamt betreibt ein eigenes Messnetz zur Überwachung der Schadstoffbelastung in Reinluftgebieten. Diese Messungen dienen unter anderem der Untersuchung grenzüberschreitender Schadstofftransporte. Daneben führen eine Reihe von Instituten meist im Rahmen von Forschungsprojekten campagnenartige Schadstoffmessungen durch.

Grenzwerte für die Schadstoffbelastung der Luft zum Schutz der menschlichen Gesundheit, der Vegetation sowie für besonders schützenswerte Ökosysteme sind europaweit festgesetzt. In Österreich werden diese Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid, Schwebstaub, Feinstaub, Kohlenmonoxid und Benzol im Rahmen des Immissionsschutzgesetzes-Luft und für Ozon im Ozongesetz umgesetzt (Stand: 2006). Daneben gibt es noch Regeln für die maximale Schadstoffbelastung am Arbeitsplatz, die in den so genannten MAK-Werte-Listen („Mittlere Arbeitsplatzkonzentrationen“) zusammengestellt sind. Die Weltgesundheitsorganisation WHO gibt Empfehlungen zur Einhaltung maximaler Schadstoffkonzentrationen zum Schutz der menschlichen Gesundheit auch für Substanzen, die keinen gesetzlichen Regelungen unterliegen.

2.8.3 Ausbreitungsmodelle

Bei Kenntnis der Windverhältnisse und der Turbulenz kann die Schadstoffkonzentration mit so genannten **Ausbreitungsmodellen** berechnet werden. Derartige Berechnungen sind wichtig für das Verständnis der Schadstoffbelastung und für die Beurteilung von Maßnahmen zur Schadstoffreduktion. Sie sind eine Grundlage für die Prognose der künftigen Schadstoffbelastung bei der Genehmigung neuer Emittenten wie z.B. Industrieanlagen, Kraftwerken oder Straßen.

Aufgrund der z.T. sehr unterschiedlichen Anwendungen wurde eine Vielzahl von Ausbreitungsmodellen entwickelt, die im wesentlichen in 4 Gruppen eingeteilt werden können:

Unter bestimmten vereinfachenden Annahmen ist die Lösung der Diffusionsgleichung, die die Ausbreitung einer Abgasfahne beschreibt, eine **Gauß'sche Glockenkurve**. Genau in der Mitte der Abgasfahne ist die Schadstoffkonzentration am größten, zu den Rändern hin nimmt sie ab (Abbildung 2.8.3.1). Der unterschiedlichen Turbulenz wird insofern Rechnung getragen, als bei stabiler Schichtung die Konzentration im Zentrum der Abgasfahne höher ist als bei labiler Schichtung. Die Konzentration nimmt bei stabiler Schichtung zu den Rändern der Abgasfahne hin rascher ab als bei labiler Schichtung (vergleiche die strichlierte Abgasfahne und die strichlierten Gaußkurven, die für stabile Schichtung gelten, mit den ausgezogenen Kurven für labile Schichtung in Abbildung 2.8.3.1).

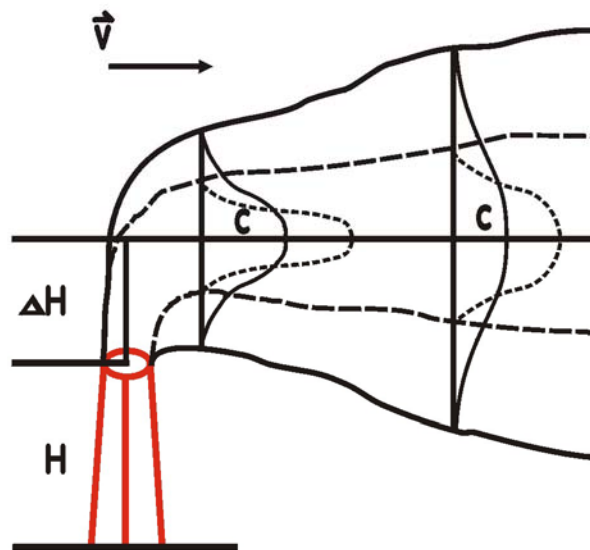


Abbildung 2.8.3.1: Schematische Darstellung eines Gaußmodells bei stabiler Schichtung (strichliert) und bei labiler Schichtung (ausgezogene Linien).

Das Gaußmodell vernachlässigt die Diffusion in Windrichtung (sie ist – ausgenommen bei sehr schwachem Wind – kleiner als jene quer zur Windrichtung) und nimmt an, dass in jedem Punkt der Abgasfahne immer gleich viel Schadstoffe an- wie abtransportiert werden. Die wichtigsten Voraussetzungen, die bei Anwendung von Gaußmodellen erfüllt sein müssen, sind daher konstante meteorologische Verhältnisse und konstante Emission über einen Zeitraum, der unter anderem die Transportzeit der Abgasfahne vom Schornstein zu jenem Punkt, wo die Konzentration von Interesse ist, umfasst. Der Entfernungsbereich, für den Gaußmodelle eingesetzt werden, beträgt etwa 100 m bis rund 15 km vom Emittenten. Für Entfernungen von weniger als 100 m von der Quelle sind Gaußmodelle ohne spezielle Anpassungen definitiv nicht geeignet. Die Ausbreitung der Abgasfahne darf nicht durch Hindernisse beeinflusst oder gestört werden. Einfache chemische Reaktionen können berücksichtigt werden.

Vorteil der Gaußmodelle ist ihre Einfachheit und der geringe Rechenaufwand: Man erhält einen raschen Überblick über die Schadstoffbelastung für eine große Anzahl von Wetterlagen und die Ergebnisse sind leicht zu verstehen.

Lagrange Partikeldiffusionsmodelle oder kurz **Lagrangemodelle** simulieren eine Abgasfahne als Wolke von Teilchen, wobei jedes Teilchen eine bestimmte Menge Schadstoff repräsentiert (Abbildung 2.8.3.2). Jedes Teilchen wird mit der Luftströmung transportiert, wobei räumliche und zeitliche Änderungen der Windverhältnisse berücksichtigt werden können. Lagrangemodelle benötigen daher vor der eigentlichen Berechnung der Schadstoffkonzentration spezielle Modelle, die die räumliche und zeitliche Änderungen der

Windverhältnisse berechnen („Windfeldmodelle“). Die Ergebnisse der Schadstoffberechnung hängen daher auch von der Qualität des Windfeldmodells ab.

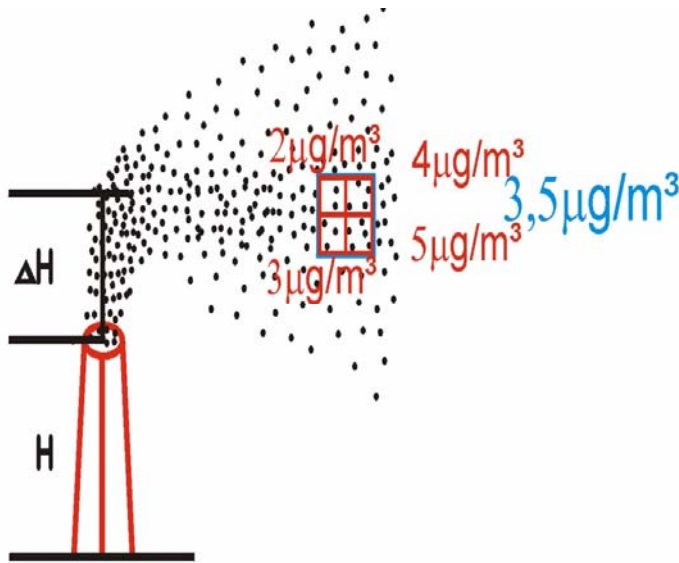


Abbildung 2.8.3.2: Schematische Darstellung eines Lagrange Partikeldiffusionsmodells.

Der Verdünnung durch Turbulenz wird dadurch Rechnung getragen, dass der Bewegung jedes Teilchens eine Zufallskomponente überlagert wird, die umso größer ist, je größer die Turbulenz ist.

Am Ende der Berechnung der Ausbreitung der Abgasfahne muss die Lage der Teilchen in der Umgebung bestimmt werden, die Teilchen müssen gezählt und wieder in eine Schadstoffkonzentration umgerechnet werden. Zu diesem Zweck unterteilt man die Umgebung des Emittenten in kleine Teilbereiche („Gitter“), es werden Luftvolumina (z.B. Würfel oder Quader), die um den Emittenten herum verteilt sind, definiert. Diese Luftvolumina kann man sich ungefähr so vorstellen, wie dies in Abbildung 2.8.3.4 dargestellt ist. Die Luftvolumina dienen hier lediglich zur Auszählung der Teilchen, ein solches Gitter wird daher als **Auszählgitter** bezeichnet. In jedem Gitterelement wird die Zahl der Partikel gezählt und in die Immissionskonzentration umgerechnet. Die Ergebnisse eines Lagrangemodells hängen auch von der Wahl des Auszählgitters ab: In Abbildung 2.8.3.2 wird dies durch 4 feine Gitterelemente (rot) und 1 grobes Gitterelement (blau) veranschaulicht. Entspricht ein Teilchen einer Masse von 1 Mikrogramm ($1\mu\text{g} = 1$ Millionstel Gramm) eines Schadstoffs und entspricht ein rotes Gitterelement einem Kubikmeter Luft, dann beträgt die Schadstoffkonzentration in den 4 roten, feinen Gitterelementen zwischen $2\mu\text{g}/\text{m}^3$ und $5\mu\text{g}/\text{m}^3$. Das grobe, blaue Gitterelement entspricht dann einem Luftvolumen von 4 m^3 . Die Schadstoffkonzentration im groben, blauen Gitterelement ist dann gleich dem Durchschnittswert über die vier feinen (roten) Gitterelemente und beträgt $3,5\mu\text{g}/\text{m}^3$. Je feiner das Auszählgitter gewählt wird, umso besser sind räumliche Strukturen einer Abgasfahne

ersichtlich, allerdings ist die Rechenzeit dann relativ groß. Ein grobes Gitter glättet die Abgasfahne und vermindert die Rechenzeit.

Daneben hängen die Ergebnisse von Lagrangemodellen auch von der Anzahl der freigesetzten Teilchen ab: Wird eine bestimmte Menge eines Schadstoffs nur durch eine kleine Zahl von Teilchen repräsentiert, dann entspricht ein Teilchen einer relativ großen Menge des Schadstoffs. Umgekehrt, bei Rechnung mit einer großen Zahl an Teilchen entspricht ein Teilchen einer vergleichsweise geringen Menge Schadstoff. Im ersten Fall ist die Rechenzeit relativ gering, die berechnete Konzentration kann aber räumlich stark schwanken – je nach dem wie viele Teilchen sich gerade in einem Gitterelement befinden. Bei Rechnung mit einer großen Teilchenzahl wird die Schadstoffverteilung realitätsnäher erfasst, allerdings kann dann die Rechenzeit sehr groß werden.

Für das Arbeiten mit Lagrangemodellen ist daher eine gewisse Erfahrung notwendig.

Lagrangemodelle können für einen Entfernungsbereich, der etwa den Gaußmodellen entspricht, bis hin zu einigen 100 km oder 1000 km (Ferntransport von Schadstoffen) eingesetzt werden. Die Emissionsdaten können sich zeitlich, die meteorologischen Verhältnisse zeitlich und räumlich ändern. Einfache chemische Umwandlungen können berücksichtigt werden.

Boxmodelle zerlegen eine Abgasfahne in mehrere Abschnitte („Boxen“, Abbildung 2.8.3.3). Dies ermöglicht die Berücksichtigung von Änderungen der Schadstoffemission. Ähnlich wie bei den Lagrangemodellen können bei der Verlagerung jeder Box zeitliche und räumliche Änderungen der Windverhältnisse berücksichtigt werden (Berechnung mittels Windfeldmodell). Die Schadstoffverteilung innerhalb einer Box wird entweder als konstant angenommen (das sind die eigentlichen Boxmodelle), oder man nimmt eine Schadstoffverteilung, die der Gauß'schen Glockenkurve entspricht, an („Puffmodelle“).

Die Turbulenz wird berücksichtigt, indem die Boxen mit zunehmender Entfernung vom Emittenten immer größer werden. Je größer die Box wird, auf ein umso größeres Luftvolumen werden die Schadstoffe verteilt, d.h. umso kleiner wird die Schadstoffkonzentration in der Box.

Boxmodelle haben den Vorteil, dass eine Vielzahl chemischer Reaktionen berücksichtigt werden kann und werden daher häufig für die Simulation von Chemieunfällen verwendet.

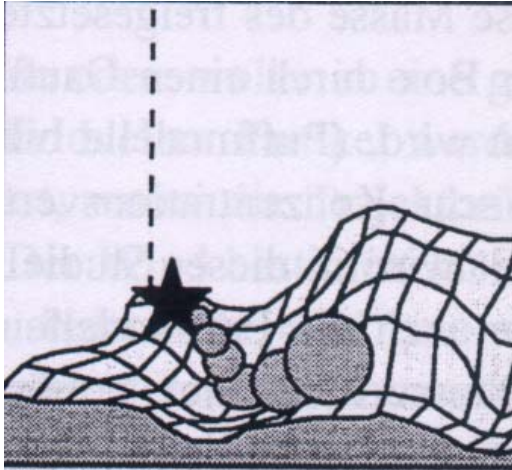


Abbildung 2.8.3.3: Schematische Darstellung eines Boxmodells.

Eulermodelle sind die weitaus komplexeste Gruppe von Ausbreitungsmodellen. Auch Eulermodelle verwenden ein Gitter aus regelmäßig angeordneten Luftvolumina. Jedes Luftvolumen (**Gitterelement**) wird durch seinen Mittelpunkt (**Gitterpunkt**) beschrieben. Für jeden Gitterpunkt werden die Gleichungen, die Transport, Verdünnung durch turbulente Diffusion und – je nach Modell - auch chemische Umwandlungen sowie andere Prozesse wie Sedimentation, trockene und nasse Deposition einer Abgasfahne beschreiben, in Zeitschritten gelöst: Man berechnet so die Schadstoffbelastung für einen bestimmten Zeitpunkt, dann z.B. für eine Sekunde danach, dann eine weitere Sekunde danach usw. Das Gitter des Eulermodells wird daher als **Rechengitter** bezeichnet (im Unterschied zum Lagrangemodell, wo das Gitter lediglich dazu dient, nach der Berechnung die Teilchen zu zählen).

In Abbildung 2.8.3.4 ist ein solches Rechengitter schematisch dargestellt. Die Abbildung zeigt mehrere würfelförmige Gittervolumina (Gitterelemente). Die Rechnung wird für die Gitterpunkte, die das jeweilige Gittervolumen repräsentieren, durchgeführt. In Abbildung 2.8.3.4 ist ein solcher Gitterpunkt mit seinem dazugehörigen Gittervolumen herausgegriffen (grün eingefärbt).

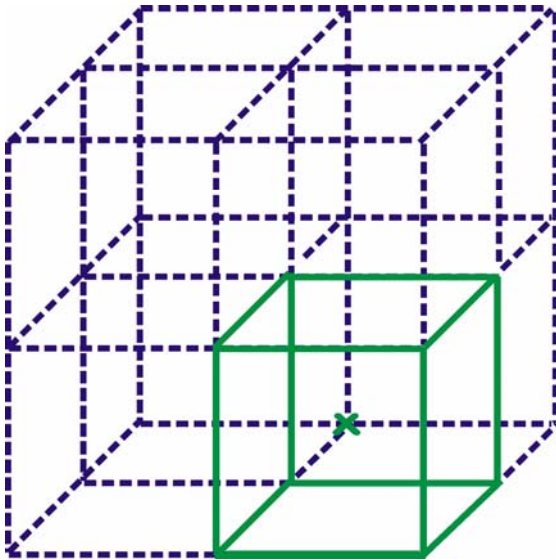


Abbildung 2.8.3.4: Schematische Darstellung des Rechengitters eines Eulermodells. Die Rechnung wird an Gitterpunkten (x) durchgeführt, wobei jeder Gitterpunkt sein Gitterelement (Volumen um ihn herum) repräsentiert.

Ähnlich wie bei Lagrangemodellen hängen die Ergebnisse auch hier von der Wahl des Rechengitters ab: Ein feines Gitter bildet räumliche Strukturen der Schadstoffverteilung besser ab, ist jedoch mit sehr hohem Rechenaufwand verbunden. Ein grobes Gitter glättet, vermindert aber die Rechenzeit. Daneben gibt es noch ein weiteres, durch das Rechengitter und den Zeitschritt der Berechnung bedingtes Phänomen, welches die Ergebnisse von Eulermodellen beeinflusst: Erreicht eine Abgasfahne in einem bestimmten Zeitschritt der Berechnung gerade den Rand eines Gittervolumens, dann wird die Schadstoffkonzentration dem entsprechenden Gitterpunkt und damit dem gesamten Gittervolumen zugeordnet – der Gitterpunkt repräsentiert ja das ganze Volumen. Beim nächsten Rechenschritt wird also davon ausgegangen als wäre die Abgasfahne zuvor bereits auf das ganze Gittervolumen verteilt gewesen. Zusätzlich zur Verdünnung durch turbulente Diffusion wird hier also nur durch den Rechenvorgang selbst die Abgasfahne zusätzlich auf ein größeres Volumen verteilt. Man nennt diese Fehlerquelle daher **numerische Diffusion**.

Eulermodelle können prinzipiell räumliche und zeitliche Änderungen der Emission, der meteorologischen Verhältnisse und chemische Reaktionen berücksichtigen. Wegen des großen Rechenaufwands werden Eulermodelle aber meist nur bei sehr komplexen Fragestellungen angewandt, z.B. für die Berechnung der Schadstoffbelastung in Straßenschluchten oder für Simulationen der Schadstoffbelastung über größeren Gebieten, z.B. der Ozonbelastung über Europa. Abbildung 2.8.3.5 zeigt als Beispiel die Strömungsverhältnisse und die Schadstoffbelastung in einer Straßenschlucht. Die grau schattierten Flächen sind Gebäude. Die Rechtecke außerhalb der Gebäude sind die Elemente des Rechengitters. Man erkennt, dass z.B. im linken Rand des Untersuchungsgebiets ein gröberes Rechengitter gewählt wurde als im Bereich der Straße, die sich zwischen den Gebäuden befindet. Die Pfeile bezeichnen die Windrichtung, die

Länge der Pfeile die Windgeschwindigkeit. Man erkennt, dass die Strömung vor Annäherung an die Gebäude aus Nordwest kommt. Im Bereich der Straße dreht die Luftströmung teilweise auf Nord, teilweise wird die Windgeschwindigkeit stark vermindert. Durch die Querstraße weht Wind aus West. Die Einfärbung zeigt die Schadstoffbelastung: Rot entspricht relativ hoher, blau niedriger Schadstoffbelastung. Deutlich ist zu erkennen, dass im Bereich der Querstraße relativ saubere Luft in die Straßenschlucht gelangt.

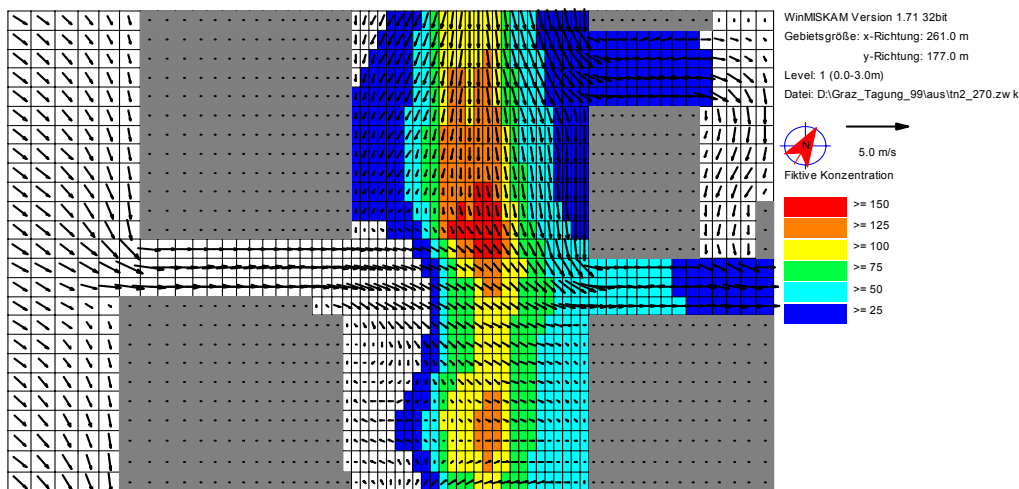


Abbildung 2.8.3.5: Schadstoffbelastung in einer Straße, berechnet mit dem Eulermodell MISKAM. Die grau schattierten Flächen sind Gebäude, die Pfeile bezeichnen Windrichtung und –geschwindigkeit, die Farbschattierungen die Höhe der Schadstoffkonzentration.

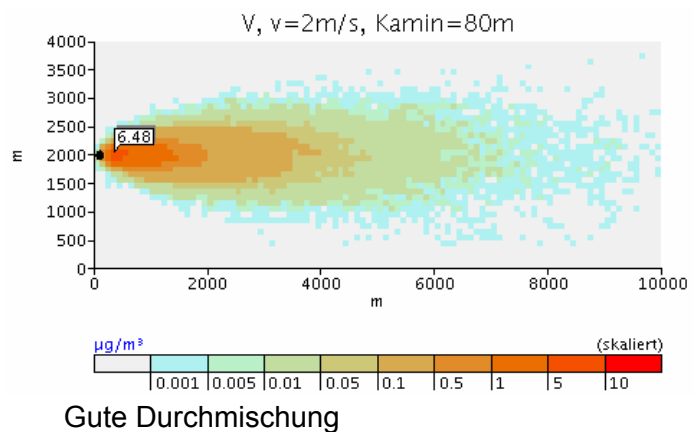
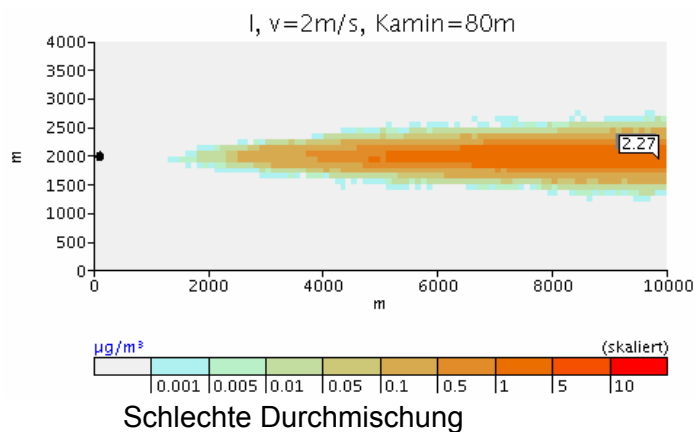
In Abbildung 2.8.3.6 wird der Zusammenhang zwischen Schornsteinhöhe und vertikaler Durchmischung auf die Schadstoffbelastung am Boden verdeutlicht. Die Berechnungen wurden mit dem Lagrange Partikeldiffusionsmodell LASAT durchgeführt. Es wird angenommen, dass pro Sekunde 1 Gramm eines Schadstoffs einmal über einen 80 m hohen Schornstein, dann bodennah im Bereich einer 400 m langen Straße freigesetzt wird. Die Lage des Schornsteins ist in der Abbildung als schwarzer Punkt, die Straße als schwarze Linie kenntlich gemacht (jeweils im linken Bereich der Abbildung). Dargestellt ist jeweils die Schadstoffkonzentration in 2 m über Boden in Abhängigkeit von der Entfernung zur Emissionsquelle (in Windrichtung; der Wind weht von links nach rechts). Die Ziffer in den jeweiligen Abbildungen zeigt an, wo die jeweils höchste Schadstoffkonzentration auftritt und wie hoch sie ist.

Man erkennt, dass bei schlechter Durchmischung der Atmosphäre die Abgasfahne des 80 m hohen Schornsteins den Boden erst in einer Entfernung von rund 2 km erreicht. Die höchste Konzentration tritt überhaupt erst in einer Entfernung von 10 km auf und beträgt $2,27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Millionstel Gramm Schadstoff pro Kubikmeter Luft). Bei guter Durchmischung der Atmosphäre erreicht die Abgasfahne aus dem 80 m hohen Schornstein schon im unmittelbaren Nahbereich den Boden. Die höchste Konzentration beträgt dann $6,48 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Mit weiter zunehmender Entfernung nimmt die Konzentration bei guter Durchmischung aber rasch wieder ab.

Ganz anders das Bild für die Straße: Weil die Freisetzung bodennah erfolgt, ist die Schadstoffkonzentration, die durch den Verkehr auf der Straße verursacht wird, in Bodennähe (2 m über Grund) sowohl bei schlechter, wie auch bei guter Durchmischung der Atmosphäre viel größer als beim 80 m hohen Schornstein. Die höchste Belastung tritt bei schlechter Durchmischung auf und beträgt bis zu $927,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Schadstoffkonzentration nimmt dann nur langsam mit zunehmender Entfernung ab. Hat die schlechte Durchmischung beim hohen Schornstein verhindert, dass die Schadstoffe rasch den Boden erreichen, so verhindert die schlechte Durchmischung bei bodennaher Schadstofffreisetzung, dass die Schadstoffe rasch verdünnt werden. Gute Durchmischung bewirkt bei bodennahen Quellen eine rasche Verdünnung der Schadstoffe. Im vorliegenden Beispiel beträgt die Schadstoffbelastung bei guter Durchmischung bis zu $412,36 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sie nimmt rasch mit der Entfernung ab.

a) Hoher Schornstein (80 m)



b) Straße (bodennahe Freisetzung)

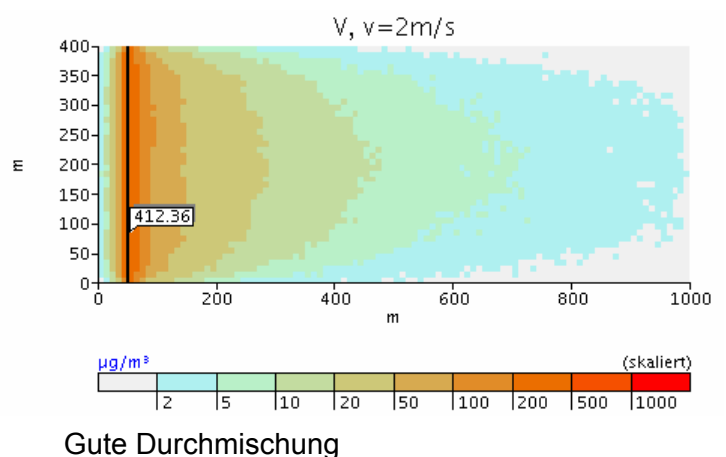
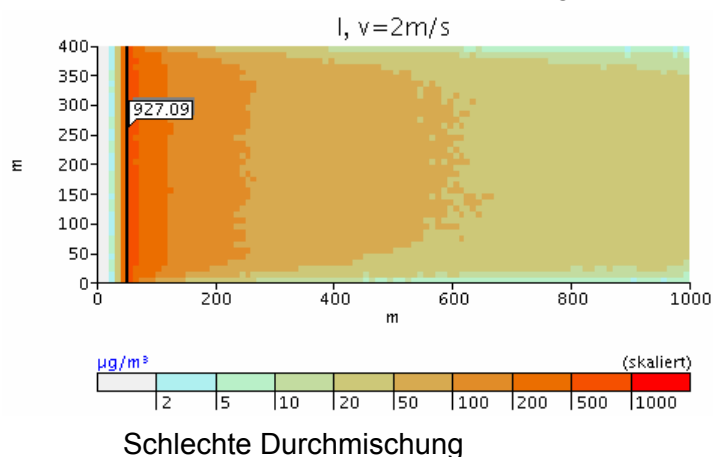


Abbildung 2.8.3.6: Schadstoffbelastung in der Umgebung eines 80 m hohen Schornsteins (oben) und einer Straße (bodennahe Freisetzung, unten) bei schlechter und guter vertikalen Durchmischung der Atmosphäre.

2.8.4. Aufgaben und Produkte der Umweltabteilung

Die Abteilung für Umweltmeteorologie befasst sich mit der Ausbreitung von Schadstoffen in der Atmosphäre und jenen meteorologischen Prozessen, die Einfluss auf die Schadstoffausbreitung haben. Schwerpunkte der Arbeit der Abteilung sind die Erstellung von Gutachten oder Umweltverträglichkeitsprüfungen und angewandte Forschung. Vor allem die Forschungstätigkeit der Abteilung unterliegt ständigen Veränderungen, sodass hier nur ein grober Überblick mit Schwerpunkt bei den derzeit aktuellen Projekten gegeben werden kann.

Derzeit stehen der Abteilung die folgenden Ausbreitungsmodelle zur Verfügung:

Gaußmodelle:

- ONGAUSSplus: ist ein auf ÖNORM M9440 beruhendes Gaußmodell, das für die Berechnung der Schadstoffkonzentration an Berghängen, von mehrjährigen Zeitreihen der Schadstoffbelastung und für die Geruchsausbreitung adaptiert wurde. Anwendung für Punktquellen (Schornsteine).
- ADMS (Advanced Air Dispersion Model, Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.). Anwendung für Punktquellen (Schornsteine) und Linienquellen (Straßen).
- Caline 4 (Californian Division of Environmental Analysis): Speziell für Straßen adaptiertes Gaußmodell.

Lagrange Partikeldiffusionsmodelle:

- STOER.LAG (Schorling und Partner).
- LASAT: Erweiterte Version des Modells AUSTAL 2000, das in der deutschen Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft („TA-Luft“) verwendet wird.
- FLEXPART (Stohl): wird vor allem für die Berechnung von Schadstoff-Ferntransport verwendet.

Euler Modelle:

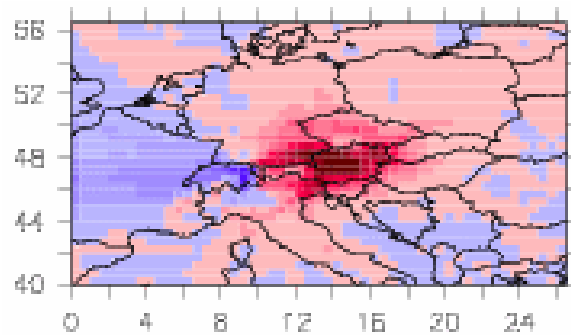
- MISKAM (Mikroskaliges Klima- und Ausbreitungsmodell, Uni Mainz): Vor allem zur Simulation der Strömungsverhältnisse und der Schadstoffbelastung in Straßenschluchten. In Abbildung 2.8.4.5 ist ein Beispiel einer solchen Berechnung dargestellt.
- Mesoskaliges meteorologisches Prognosemodell ALADIN kombiniert mit dem Chemiemodell CAMx. Diese Modellkonfiguration wird zur Prognose der Ozonbelastung in Österreich eingesetzt (in Zusammenarbeit mit dem Institut für Meteorologie der Universität für Bodenkultur, Stand: 2006). Künftig soll das Modellsystem auch für andere Schadstoffe verwendet werden, z.B. für Feinstaub.

Neben der Anwendung dieser Modelle in Gutachten und Forschungsprojekten zählt zu den wissenschaftlichen Aufgaben der Abteilung, die Weiterentwicklung der Ausbreitungsmodelle zu verfolgen und die Genauigkeit der Modelle zu untersuchen (z.B. durch Vergleiche der Modellrechnung mit Messwerten).

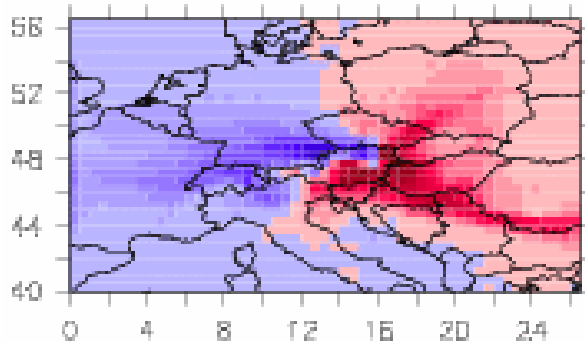
Die Abteilung berät das staatliche Krisenmanagement im Falle eines nuklearen Störfalls: Die Herkunft der Luftmassen sowie Konzentration und Deposition einer nuklearen Wolke werden berechnet. In einem Internet-basierten europaweiten Entscheidungshilfesystem werden die

Berechnungen von insgesamt 17 Instituten aus 15 Ländern gesammelt und grafisch aufbereitet. Die Ergebnisse können von den Teilnehmern abgerufen werden (Projekt ENSEMBLE).

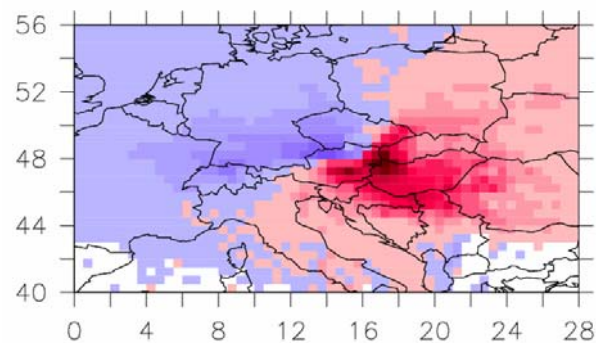
Zu den wissenschaftlichen Aktivitäten der Abteilung zählt weiters die Herkunftsanalyse schadstoffreicher Luftmassen. Als Beispiel zeigt Abbildung 2.8.4.1 für die Luftschadstoffe Schwefeldioxid (SO_2), Stickstoffdioxid (NO_2) und Feinstaub (PM_{10}) Luftströmungen, die jeweils mit überdurchschnittlicher (rot) oder unterdurchschnittlicher (blau) Schadstoffbelastung an den Hintergrundmessstellen des Umweltbundesamtes verbunden sind.



Stickstoffdioxid



Schwefeldioxid



Feinstaub

Abbildung 2.8.4.1: Luftströmungen, die an den österreichischen Hintergrundstationen des Umweltbundesamtes zu überdurchschnittlicher (rot) oder unterdurchschnittlicher (blau) Schadstoffbelastung führen. Oben für Stickstoffdioxid, Mitte für Schwefeldioxid, unten für Feinstaub.

Für Stickstoffdioxid zeigt Abbildung 2.8.4.1 recht einheitlich rot gefärbte Gebiete um Österreich herum. Das ist ein Hinweis dafür, dass stickstoffdioxidreiche Luftmassen vor allem aus der näheren Umgebung zu den Messstellen gelangen. Stickstoffdioxid wandelt sich relativ rasch chemisch um, es bleibt daher kaum länger als 1 Tag lang in der Atmosphäre erhalten. Aus diesem Grund ist ein Transport von Stickstoffdioxid über größere Distanzen hinweg sehr unwahrscheinlich. Für Schwefeldioxid zeigt die Abbildung rot eingefärbte „Pfade“ bis weit nach Südost und Nordost. Schwefeldioxid kann bis zu rund 4 Tage lang in der Atmosphäre erhalten bleiben. Daher kann Schwefeldioxid, das in Rumänien, Bulgarien oder dem ehemaligen Jugoslawien sowie in Polen freigesetzt wird,

noch an den österreichischen Messstellen erkannt werden. Die rot eingefärbten „Pfade“ sind ein Hinweis für Ferntransport von Schwefeldioxid aus diesen Ländern nach Österreich. Feinstaub zeigt sowohl rot eingefärbte „Pfade“ nach Südost und Nordost als auch flächenhaft rot eingefärbte Gebiete im Osten im Nahbereich von Österreich. Offensichtlich führen sowohl Ferntransporte aus Südost und Nordost als auch Quellen im Nahbereich zu hoher Feinstaubbelastung in Österreich. Saubere Luftmassen (blaue Einfärbung) kommen für alle untersuchten Schadstoffe immer aus West.

Ähnliche Herkunftsanalysen schadstoffreicher Luftmassen werden auch im Rahmen des Global Atmosphere Watch (GAW) Programms der World Meteorological Organization durchgeführt. Zweck des GAW Programms ist die Erforschung der großräumigen chemischen Zusammensetzung der Atmosphäre und ihrer Änderungen. Messungen am Sonnblick-Observatorium sind der österreichische Beitrag zu GAW.

Die Vertikalstruktur der bodennahen Atmosphäre, die eine wichtige Größe für die Ausbreitung von Schadstoffen ist, wird routinemäßig nicht kontinuierlich gemessen. Radiosondenaufstiege werden lediglich in Wien, Linz, Graz und Innsbruck durchgeführt. Sie sind wegen der starken Gliederung des Geländes für weite Teile Österreichs nicht repräsentativ, die Messungen, die zwei mal am Tag erfolgen, sind zudem für die Problematik der Schadstoffausbreitung viel zu selten. Die Abteilung unterhält daher einige spezielle Messgeräte, die in Form von befristeten Campagnen eingesetzt werden. Ziel dieser Messcampagnen ist die Erforschung der Vertikalstruktur und der Turbulenz der bodennahen Atmosphäre in alpinen Tälern oder im dicht verbauten Stadtgebiet, sowie die Untersuchung der Abhängigkeit der Schadstoffbelastung von der Vertikalstruktur der Atmosphäre.

Abbildung 2.8.4.2 zeigt den Messkopf eines dreidimensionalen **Ultraschallanemometers** (unter einem Anemometer versteht man ein Windmessgerät): Die an den Querstreben montierten Messkörper senden Ultraschallsignale aus, die vom genau gegenüber liegenden Messkörper empfangen werden. Das empfangene Signal gibt unter anderem Aufschluss über Windrichtung und Windgeschwindigkeit. Ultraschallanemometer können auch vertikale Luftbewegungen, sehr schwachen Wind und kurzfristige Schwankungen des Windes messen und geben so Aufschluss über die in die Luftströmung eingelagerten Wirbel (Turbulenz).



Abbildung 2.8.4.2: Ultraschallanemometer.

Mit einem **Fesselballon** (Abbildung 2.8.4.3) können vertikale meteorologische Profile gemessen werden. Der Ballon hängt an einem Seil und wird in möglichst regelmäßigen Zeitabständen steigen gelassen. Am Ballon können bis zu 6 meteorologische Sonden befestigt werden, die Luftdruck, Temperatur, Luftfeuchte, Wind und Ozon messen. Aus dem Luftdruck wird die Höhe des Ballons berechnet. Die Daten werden über Funk zu einer Empfangsstation am Boden übertragen.

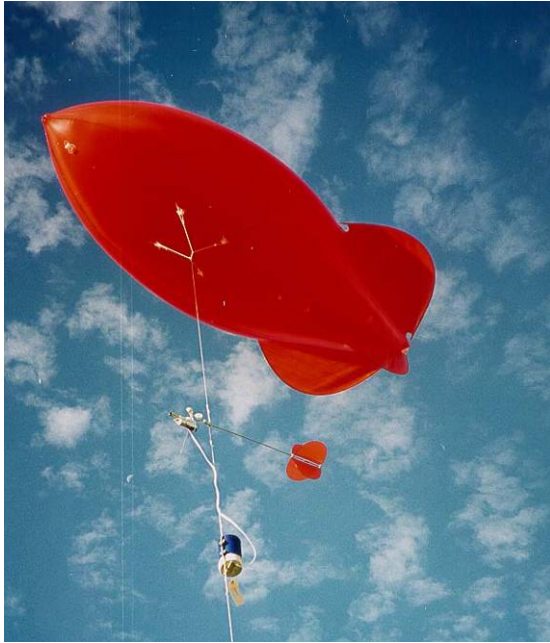


Abbildung 2.8.4.3: Fesselballon mit Sonde.

Ein **Akustikradar (Sodar, sound detection and ranging)** nutzt den Umstand, dass Schall an Luftteilchen mit unterschiedlicher Temperatur gestreut wird. Über Lautsprecher werden Schallimpulse freigesetzt. Die Lautsprecher dienen gleichzeitig als Empfänger für das rückgestreute Signal. Aus der Zeitdifferenz zwischen freigesetztem Schallimpuls und rückgestreutem Signal kann man die Höhe berechnen, aus der das rückgestreute Signal kommt. Die Frequenzverschiebung gibt Aufschluss über Windrichtung und –geschwindigkeit. Auf diesem Wege erhält man Vertikalprofile von Windrichtung und –geschwindigkeit. Kombiniert man ein Akustikradar mit einem konventionellen Radar (**Sodar-RASS, radio acoustic sound system**), dann werden die Radarimpulse an jenen Störungen reflektiert, die von der Schallausbreitung aus dem Akustikradar erzeugt werden. Aus dem rückgestreuten Radarimpuls lassen sich vertikale Temperaturprofile berechnen.

Abbildung 2.8.4.4 zeigt ein Sodar-RASS: In der Mitte der linken Abbildung befindet sich das Akustikradar, umgeben von einem Schallschutz. Die Lautsprecher sind im rechten Bild zu sehen. Rechts vom Akustikradar befindet sich die Sendeantenne, links die Empfangsantenne des Radars.

Ein Sodar-RASS kann im Gegensatz zum Fesselballon ohne Bedienungsmannschaft und daher auch über längere Zeiträume hindurch betrieben werden.



Abbildung 2.8.4.4: Kombination von Akustikradar und konventionellem Radar (Sodar-RASS). Links: Akustikradar mit Schallschutz (Mitte), Sendeantenne (rechts vom Schallschutz) und Empfangsantenne (links) des Radars. Rechts: Lautsprecher des Akustikradars mit Schallschutz

Abbildung 2.8.4.5 zeigt Ergebnisse von Sodar-RASS-Messungen. Dargestellt sind vertikale Windprofile für den Zeitraum von 27. März mittags bis 29. März 2006 mitternachts. Die Zeit ist horizontal, die Höhe über Grund vertikal aufgetragen (V mit einer Zahl, die die Höhe über Grund angibt, V_{100} bedeutet, dass die Messung hier die Messung aus 100 m über Grund aufgetragen ist). Die Pfeile geben die Windrichtung an, die Länge der Pfeile die Windgeschwindigkeit.

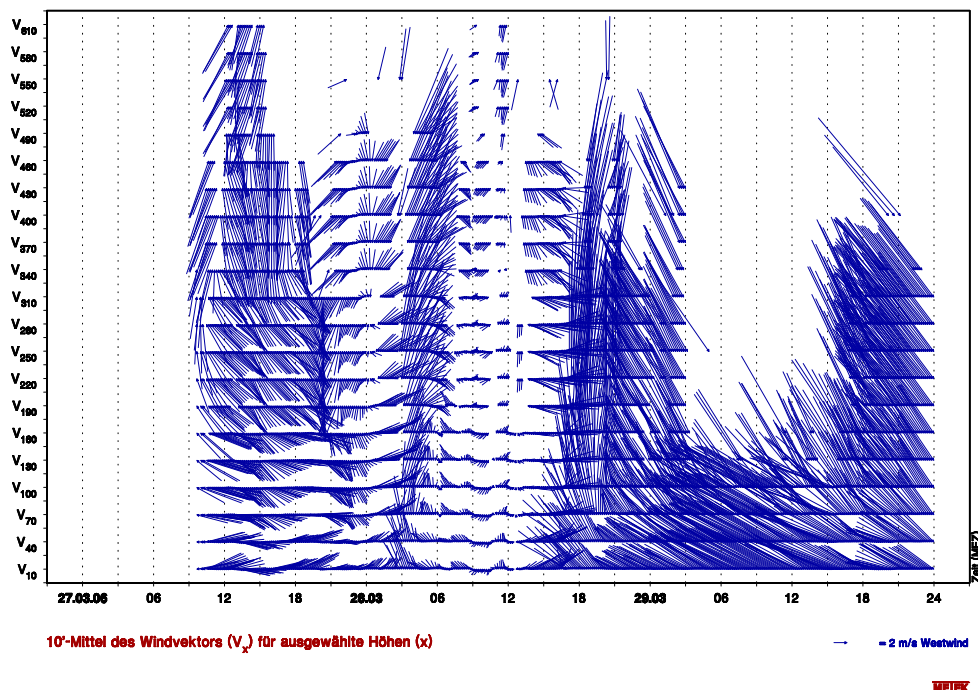


Abbildung 2.8.4.5: Vertikale Windprofile, die mit dem Sodar-RASS gemessen wurden

Man erkennt, dass zu Messbeginn in Bodennähe der Wind aus Nordost kommt, schon in rund 100 m über Grund dreht der Wind auf Südost. In der Nacht von 27. auf 28. März wird der Wind ungefähr zu Mitternacht in allen Höhen sehr schwach, danach setzt vorübergehend

kräftiger Wind in Bodennähe aus Nordwest, oberhalb von 100 m über Grund aus Nordost ein. Am 28. März nimmt in den frühen Morgenstunden der Wind wieder in allen Höhen ab bis in den Abendstunden starker Wind aus Nordwest einsetzt.

Die während der Sodar-RASS-Messungen gemessene Schadstoffbelastung ist in Abbildung 2.8.4.6 dargestellt. Bis zur Nacht von 27. auf 28. März kurz nach Mitternacht, solange der Wind schwach ist, ist vor allem die Belastung durch NO_2 und Feinstaub relativ hoch. Das kurze Aufleben des Windes nach Mitternacht bewirkt einen markanten Rückgang der Schadstoffbelastung. Am 28. März tagsüber steigt bei schwachem Wind vor allem die NO_2 -Konzentration wieder an. Der starke Wind aus Nordwest ab den Abendstunden des 28. März bewirkt einen anhaltenden Rückgang der Schadstoffbelastung.

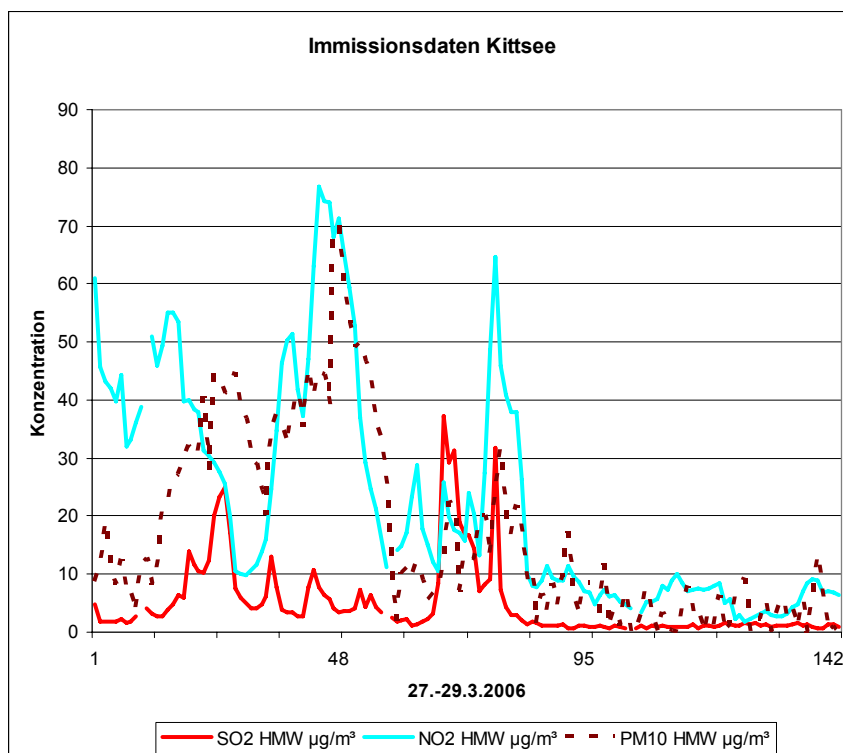


Abbildung 2.8.4.6: Schadstoffkonzentration während der Sodar-RASS-Messung. Schwefeldioxid (SO_2), Stickstoffdioxid (NO_2) und Feinstaub (PM_{10}).