

WIE WIRD IM EISENCREISLAUF DER GEWÄSSER DAS EISENOXID AUFGELÖST?

Barbara Sulzberger, Daniel Suter, Christophe Siffert, Steven Banwart und Werner Stumm

Eisen(III)(hydr)oxide sind wesentliche und wichtige Bestandteile der Erdkruste. Die Bildung und Auflösung von Eisen(III)-(hydr)oxiden sind von ausserordentlicher Bedeutung in Seen und Meeren. Das bei der Verwitterung von eisenhaltigen Mineralien freigesetzte Eisen wird in Gegenwart von Sauerstoff in den Gewässern vorwiegend in Form von Oxiden ausgeschieden. (Unter dem Begriff Oxide werden hier die Oxide, die Hydroxide und die Oxidhydroxide des Fe^{III} zusammengefasst.)

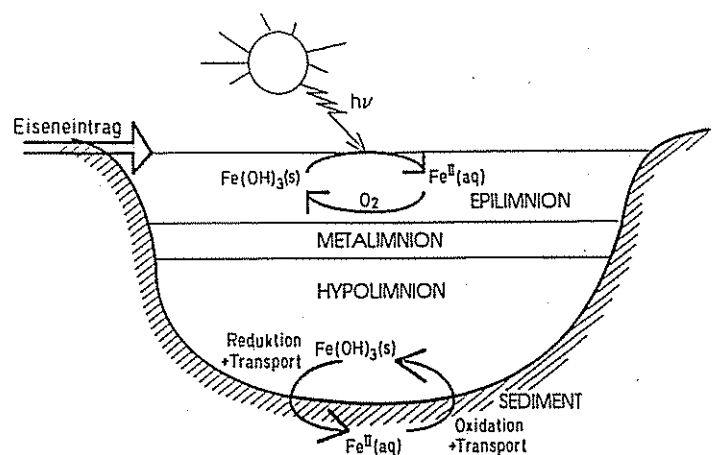
Der Kreislauf des Eisens in Seen ist schematisch in Fig. 1 dargestellt. In Gegenwart von Sauerstoff liegt das Eisen weitgehend als festes (schwerlösliches) Fe(OH)₃ vor. Wir wählen hier Fe(OH)₃ als chemische Formel für die wichtigsten in Seen und deren Sedimenten vorkommenden Fe^{III}(hydr)oxide wie Hämatit (α-Fe₂O₃), Goethit (α-FeOOH), Lepidocrocit (γ-FeOOH), Maghemit (γ-Fe₂O₃) und Ferrihydrit (Fe₂O₃ · n H₂O). Diese haben typischerweise eine relative spezifische Oberflä-

Fig. 1

Transformationen des Eisens in einem See während der Sommerstagnationsperiode:

In einem anoxischen Sediment (tiefes Redoxpotential) eines Sees werden Eisen(III)oxide in Gegenwart von Reduktionsmitteln (aus Abbauprodukten von biologischem Material) reduktiv aufgelöst. Das so entstandene gelöste zweiwertige Eisen diffundiert nach oben in Richtung geringerer Fe^{II}-Konzentration. Erreicht das Redoxpotential im Porenwasser oder in der Wassersäule wieder höhere Werte, z.B. in Gegenwart von gelöstem Sauerstoff, so wird das gelöste Fe^{II} oxidiert, und bei den pH-Bedingungen, wie sie in einem durchschnittlichen schweizerischen See üblich sind, fällt es erneut als Oxid aus und wird durch Sedimentation zum Teil wieder aus der Wassersäule entfernt.

Unter dem Einfluss des Sonnenlichts werden im oxischen Epilimnion Eisen(III)oxide auch in Gegenwart von jenen organischen Verbindungen reduktiv aufgelöst, die im Dunkeln keine Reduktion von Fe^{III} bewirken. Auch hier wird Fe^{II}(aq) durch Sauerstoff wieder zu dreiwertigem Eisen oxidiert und fällt als Eisen(III)oxid aus. Falls die lichtinduzierte Auflösung mit genügend grosser Wirksamkeit



erfolgt, so wird durch Licht eine stationäre Fe^{II}-Konzentration in der obersten Schicht eines Sees aufrecht erhalten. Im Zürichsee beispielsweise wurde in den Sommermonaten eine solche "Oberflächenanreicherung" an löslichem (filtrierbarem) Eisen beobachtet.

Das Eisen wird vorwiegend durch die Flüsse in einen See eingetragen, während dieser eine "Falle" für das Eisen ist.

che (bis zu einigen hundert m^2g^{-1}), die sowohl Schwermetallionen als auch Phosphat und polare organische Verbindungen spezifisch adsorbieren können. Das feste $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ist so schwerlöslich, dass weniger als ein Mikrogramm pro Liter als lösliches Fe^{III} vorliegt; man hat sich gefragt, wie alle die Wasserorganismen, die Eisen benötigen, ihren Bedarf an Eisen decken können. Einer der Mechanismen besteht darin, dass unter dem Einfluss des Sonnenlichts in Gegenwart einer organischen, an das $\text{Fe}(\text{OH})_3$ adsorbierten Verbindung, eine Freisetzung von Fe^{II} erfolgt (siehe auch Text zu Fig. 2c). Das freigesetzte Fe^{II} wird durch Sauerstoff zu Fe^{III} rückoxidiert (siehe Fig. 1); ein Teil des zweiwertigen Eisens steht jedoch den Organismen zur Verfügung.

Der für den Stoffhaushalt stehender Gewässer besonders wichtige Eisenkreislauf findet in der Tiefe des Sees und der Meere, häufig in der Nähe der Sediment-Wasser-Grenzfläche, statt.

Die in die Sedimente hinuntersinkenden Algen und die daraus entstehenden organischen Verbindungen reduzieren das $\text{Fe}(\text{OH})_3$ zu löslichem Fe^{II} . Dabei werden an das $\text{Fe}(\text{OH})_3$ gebundene Substanzen (Schwermetalle und Phosphat) freigesetzt. Das in das oberliegende Wasser hinaufdiffundierende Fe^{II} wird durch Sauerstoff wiederum zu $\text{Fe}(\text{OH})_3$ oxidiert. Dabei können Phosphate und Schwermetalle wieder an das $\text{Fe}(\text{OH})_3$ gebunden werden.

Dementsprechend ist der Kreislauf des Eisens zu einem erheblichen Teil dominiert durch das Wechselspiel von Reduktions-, Auflösungs- und Desorptionsprozessen einerseits und von Oxidations-, Fällungs- und Adsorptionsprozessen andererseits. Der Kreislauf des Eisens im See und im Meer ist mit vielen andern Kreisläufen gekoppelt.

Der Kreislauf des Eisens spielt auch eine

grosse Rolle in Bodensystemen, vor allem bei der Auswaschung der Böden unter dem Einfluss saurer Depositionen (Podsolierung der Böden). Die Chemie der Bildung und Auflösung von Eisenoxiden ist auch bei der Korrosion und ihrer Inhibition von Bedeutung.

DIE MECHANISMEN BEI DER AUFLÖSUNG DER EISEN(III)OXIDE

Um die Rolle des Eisenkreislaufs besser verstehen zu können, brauchen wir quantitative Informationen über die Faktoren, welche die Geschwindigkeit der Oxidation von Fe^{II} zu Fe^{III} wie auch die Reduktion und Auflösung der Eisen(III)-oxide zu Fe^{II} beeinflussen. Nachdem schon früher die Oxidationsraten bestimmt wurden, haben wir uns jetzt bemüht, die Prozesse der Auflösung, insbesondere der reduktiven Auflösung von Eisen(III)oxiden aufzuklären. Im Laufe dieser Arbeiten haben wir neue Vorstellungen über die Art der Auflösungsvorgänge gewonnen. Wir versprechen uns von diesen Untersuchungen neue Einsichten in die Rolle des Eisens bei wichtigen Naturvorgängen in Gewässern und im Boden. Wir können hier nur einige zusammenfassende Hinweise auf unsere Untersuchungen machen und sie anhand einiger Ergebnisse exemplifizieren; für Einzelheiten verweisen wir auf unsere Publikation in 'Marine Chemistry'.

Die Figuren 2 bis 4 (auf Seiten 3,4 und 5) illustrieren einzelne Ergebnisse unserer Messungen im Laboratorium. Jede Abbildung ist mit einer ausführlichen Beschreibung der experimentellen Resultate versehen.

Die wichtigsten Ergebnisse unserer Untersuchungen sind:

- 1) Die Auflösungsrate wird durch die Vorgänge an der Oberfläche der Eisen(III)oxide bestimmt.
- 2) Die in die Sedimente herabsinkende Biomasse liefert unter Zersetzung die für die Eisenoxid-Auflösung geeigneten Reduktionsmittel und Komplexbildner.
- 3) Eine Kombination von Komplexbildnern und Reduktionsmitteln ist für die reduktive Auflösung von Eisenoxiden besonders wirksam.
- 4) Das Sonnenlicht in den oberflächennahen Schichten des Wassers ermöglicht die Reduktion von Eisenoxiden zu Fe^{II} .

VON LABORUNTERSUCHUNGEN ZU FELDUNTERSUCHUNGEN

Um die verschiedenen Faktoren, die die Eisenoxid-Auflösung beeinflussen, zu verstehen, müssen wir von der Komplexität der Natur abstrahieren und uns zunächst auf Laborexperimente beschränken, bei denen wir die Variablen genau kennen und kontrollieren können. Deshalb haben wir auch Experimente bei relativ tiefem pH durchgeführt; wir konnten aber zeigen, dass analoge Prozesse auch bei höherem pH - allerdings etwas langsamer - ablaufen. Es ist nun besonders wichtig abzuklären, in welchem Ausmass die aufgrund von Laboruntersuchungen postulierten Mechanismen und Geschwindigkeits-Gesetze auch für natürliche aquatische Systeme gelten. □



Die Autoren von links nach rechts/Les auteurs de gauche à droite:
Steven Banwart, Werner Stumm, Barbara Sulzberger, Daniel Suter und Christophe Siffert.

COMMENT SONT DISSOUS LES OXYDES DE FER

DANS LES EAUX NATURELLES ?

Barbara Sulzberger, Daniel Suter, Christophe Siffert, Steven Banwart et Werner Stumm

Les (hydr)oxydes de fer(III) (ou ferriques) sont des composants essentiels de l'écorce terrestre. Lors de l'érosion par lessivage de roches contenant du fer, le fer libéré a tendance à former un (hydr)oxyde ferrique. La formation et la dissolution de ces oxydes jouent un rôle très important dans les eaux naturelles, lacs et mers notamment. Par la suite nous utiliserons le terme "oxyde" pour désigner à la fois les oxydes, les hydroxydes et les oxyhydroxydes de fer(III).

Le cycle du fer dans les lacs est représenté schématiquement sur la figure 1. En présence d'oxygène, on retrouve le fer principalement sous la forme solide $\text{Fe}(\text{OH})_3$, peu soluble. Nous adoptons ici la formule chimique $\text{Fe}(\text{OH})_3$ pour désigner les principaux oxydes ferriques présents dans les lacs et sédiments tels que: Hématite ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$), Goethite ($\alpha\text{-FeOOH}$), Lépidocrocite ($\gamma\text{-FeOOH}$), Maghémite ($\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$) et Ferrihydrite ($\text{Fe}_3\text{O}_3 \cdot n \text{H}_2\text{O}$). Ils ont généralement une taille et une surface relativement bien définies (jusqu'à plusieurs centaines de m^2/g) et peuvent adsorber aussi bien des ions de métaux lourds que des complexes organiques polaires.

Du fait de la très faible solubilité de $\text{Fe}(\text{OH})_3$, moins d'un microgramme par

litre de Fe^{III} peut être présent à l'état dissous; on peut donc se demander où les organismes vivants prennent le fer dont ils ont tous besoin. L'un des mécanismes possible est observé sous l'effet de la lumière: quand une molécule organique est adsorbée sur l'oxyde, un ion Fe^{II} (ou ferreux) est parfois libéré. Il est ensuite réoxydé par l'oxygène mais une partie reste néanmoins à la disposition des organismes vivants.

Au fond des lacs et des mers, surtout près de l'interface eau-sédiment, se produisent des réactions particulièrement importantes pour l'équilibre des espèces chimiques dans le cycle du fer dans les eaux. Les algues qui se déposent sur les sédiments contiennent les espèces organiques susceptibles de réduire $\text{Fe}(\text{OH})_3$ en Fe^{II} soluble. Les substances fixées sur l'oxyde (métaux lourds et phosphate) sont alors libérées. Une partie du Fe^{II} remonte ensuite vers les eaux supérieures où elle est réoxydée en $\text{Fe}(\text{OH})_3$ qui peut de nouveau fixer métaux lourds et phosphate.

Par conséquent, le cycle du fer est essentiellement dominé par le jeu des échanges entre d'une part, les réactions de réduction, de dissolution et de désorption et d'autre part, les réactions d'oxydation, de précipitation et d'adsorption. De plus, le

cycle du fer dans les lacs et les mers est couplé au cycle de beaucoup d'autres éléments.

Le cycle du fer joue aussi un rôle important dans les sols, notamment dans le cas du lessivage d'un sol sous l'effet de précipitations acides (podsolisation des sols). Enfin, la chimie de formation et de dissolution des oxydes de fer fait l'objet de nombreuses études dans le domaine de la corrosion et de son inhibition.

LES MÉCANISMES DE DISSOLUTION DES OXYDES DE FER(III).

Afin de mieux comprendre le cycle du fer, nous avons besoin d'informations quantitatives sur les facteurs qui influencent d'une part, la vitesse d'oxydation du Fe^{II} en Fe^{III} et d'autre part, la réduction et la dissolution des oxydes ferriques en Fe^{II} . Comme les vitesses d'oxydation étaient déjà connues, nous nous sommes intéressés aux réactions de dissolution et plus particulièrement à la dissolution réductrice des oxydes ferriques. Au cours de ces travaux nous avons acquis de nouvelles données sur la manière dont la dissolution se produit et nous attendons de ces recherches d'autres découvertes quant au rôle du fer dans les importants phénomènes

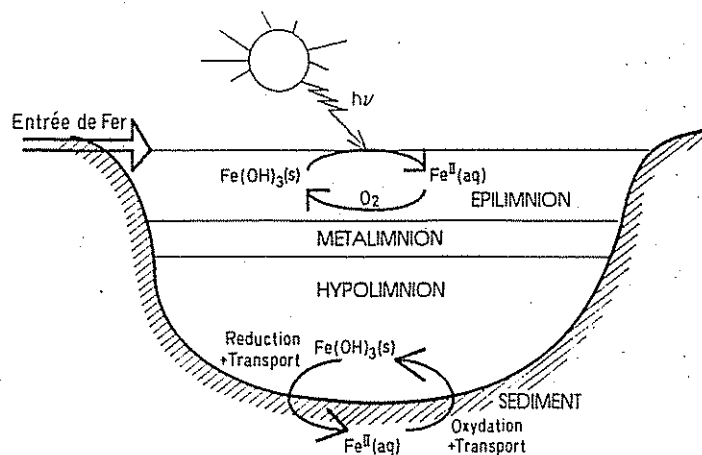
Suite page 11

Fig. 1

Les transformations du fer dans un lac durant la période de stagnation estivale.

Dans les sédiments anoxiques (potentiel d'oxydo-réduction bas) d'un lac, les oxydes ferriques subissent une dissolution réductrice par des réducteurs, produits de décomposition de la matière biologique. Les ions Fe^{II} ainsi dissous diffusent vers le haut dans la colonne d'eau. Lorsque le potentiel d'oxydo-réduction atteint de nouveau des valeurs plus élevées, par ex. en présence d'oxygène dissous, Fe^{II} est oxydé. Dans les conditions moyennes de pH des lacs suisses, il reprécipite sous forme d'oxyde avant d'être de nouveau partiellement éliminé de la colonne d'eau par sédimentation. Sous l'effet de la lumière, les oxydes ferriques sont dissous par réduction en présence de composés organiques dans l'épilimnion, dans des conditions où aucune réduction du Fe^{III} n'est possible dans le noir. Dans ce cas également, les ions ferreux sont ensuite oxydés en ions ferriques et précipitent sous forme d'oxyde.

Si la dissolution induite par la lumière est suffisamment efficace, on atteint une concentration en Fe^{II} constante dans



la couche supérieure du lac. Par exemple, dans le lac de Zurich on observe durant les mois d'été un enrichissement en fer dissous (filtrable) dans les eaux de surface.

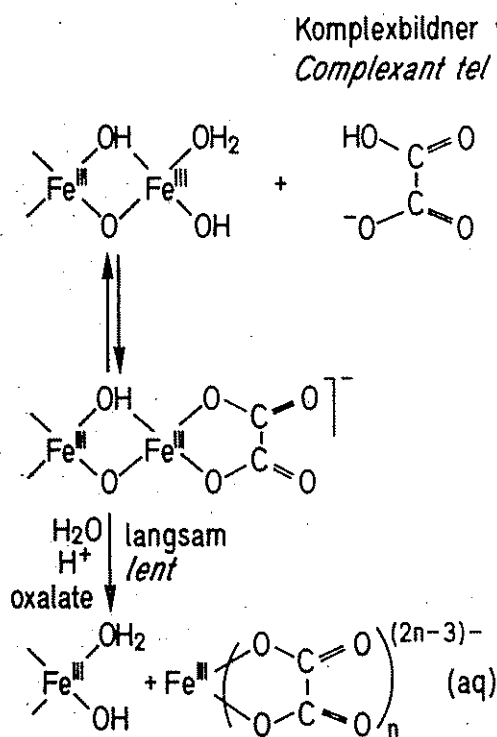
Le fer est souvent entraîné dans les lacs par les rivières alors qu'à l'inverse il a tendance à être piégé dans les lacs.

Fig. 2

La dissolution des oxydes de Fe^{III} peut avoir lieu de différentes manières:

a) Schéma du mécanisme de dissolution par un complexant du type oxalate.

Le complexant forme avec un atome Fe^{III} à la surface de l'oxyde un complexe de surface. Il s'en suit une polarisation et un affaiblissement des liaisons du cristal autour du fer complexé. Le fer est détaché du cristal et la nouvelle surface peut adsorber à son tour, conduisant ainsi petit à petit à la dissolution complète de l'oxyde. Les complexants qui forment des chélates sont particulièrement efficaces pour la dissolution.



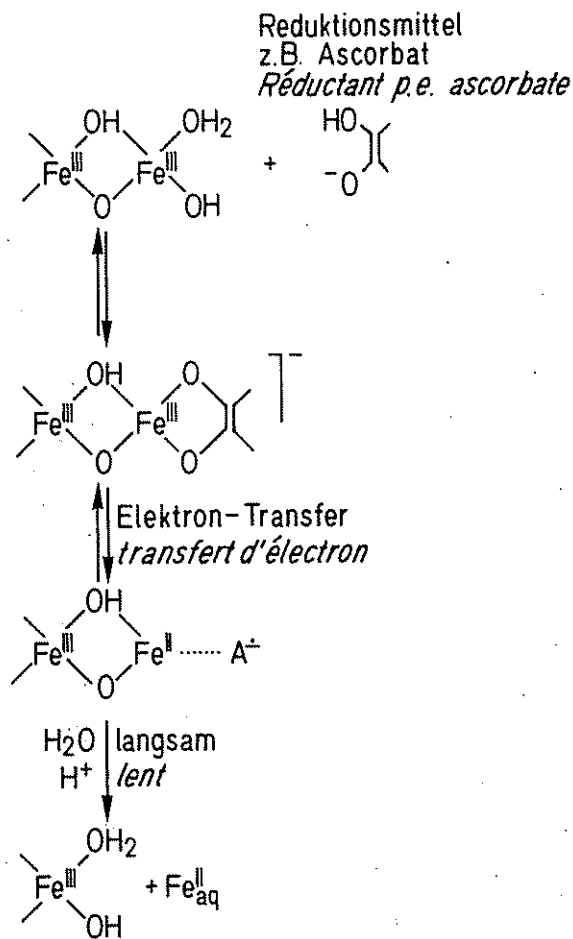
Die Auflösung von Eisen(III)oxiden kann über verschiedene Reaktionswege erfolgen:

a) Schematischer Mechanismus der Auflösung von Eisen(III)oxiden, die durch einen Komplexbildner wie z.B. Oxalat induziert wird:

Dabei bildet der Komplexbildner mit einem oberflächenständigen Eisen(III) des Oxides einen Oberflächenkomplex. Dies führt zur Polarisierung und Schwächung der Gitterbindungen in der Umgebung des komplexierten Eisens: das Eisen wird aus dem Gitterverband abgelöst, die dadurch neu entstehende Oberfläche wird wieder mit dem Komplexbildner koordiniert, was zu einer allmählichen Auflösung des Eisenoxids führt. Komplexbildner, welche an der Oberfläche von Eisenoxiden Chelatkomplexe bilden, sind besonders auflösungswirksam.

b) Schéma du mécanisme de dissolution réductrice dans le noir.

Dans ce cas le réducteur, par ex. l'ascorbate, après avoir formé un complexe avec un atome Fe^{III} à la surface de l'oxyde (cf. fig. 2a) réduit ce Fe^{III} en Fe^{II} en lui transférant un électron tandis qu'il est lui-même oxydé (caractérisé par A⁻). Les ions Fe^{II} sont plus facilement détachés de la surface que les ions Fe^{III}. C'est ce détachement qui, en général, contrôle la vitesse de réaction de la dissolution.

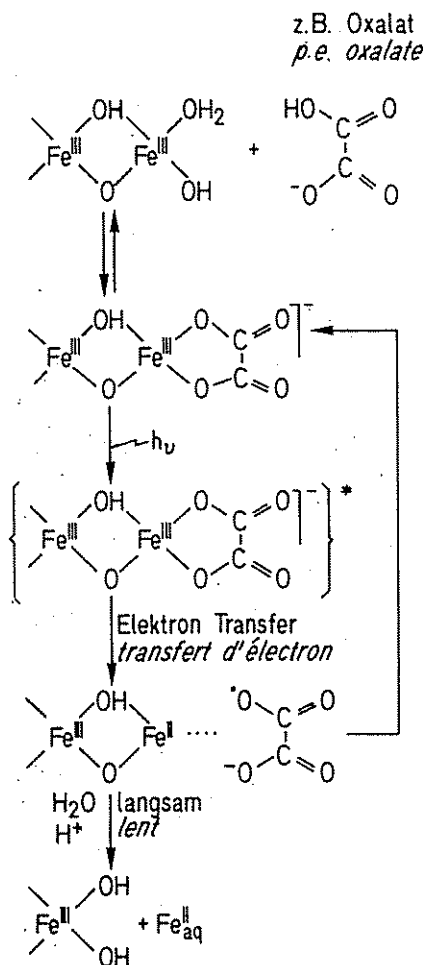


b) Schematischer Mechanismus der reduktiven Auflösung im Dunkeln:

In diesem Fall bildet ein Reduktionsmittel, z.B. Ascorbat, mit einem oberflächenständigen Eisen eines Eisen(III)oxids einen Oberflächenkomplex. Durch einen Elektronenübergang vom Reduktionsmittel auf das oxidische Eisen wird dieses zu Fe^{II} reduziert; dabei wird das Reduktionsmittel oxidiert (mit A⁻ bezeichnet). Fe^{II}-Zentren werden von einer Eisenoxid-Oberfläche leichter abgelöst als Fe^{III}-Zentren. Der Ablöseschritt ist im allgemeinen für den gesamten Auflösungsprozess geschwindigkeitsbestimmend.

c) Schéma du mécanisme de dissolution réductive par la lumière.

Une substance organique, par ex. l'oxalate, qui dans le noir ne réduit pas le Fe^{III} (cf. fig. 2a), est susceptible d'être réduite, grâce à l'absorption d'énergie lumineuse, un état excité (caractérisé par une étoile *). Un transfert d'électron peut alors avoir lieu (cf. fig. 2b). Dans cette réaction, la dernière étape, soit le détachement du Fe^{II} est également la plus lente.

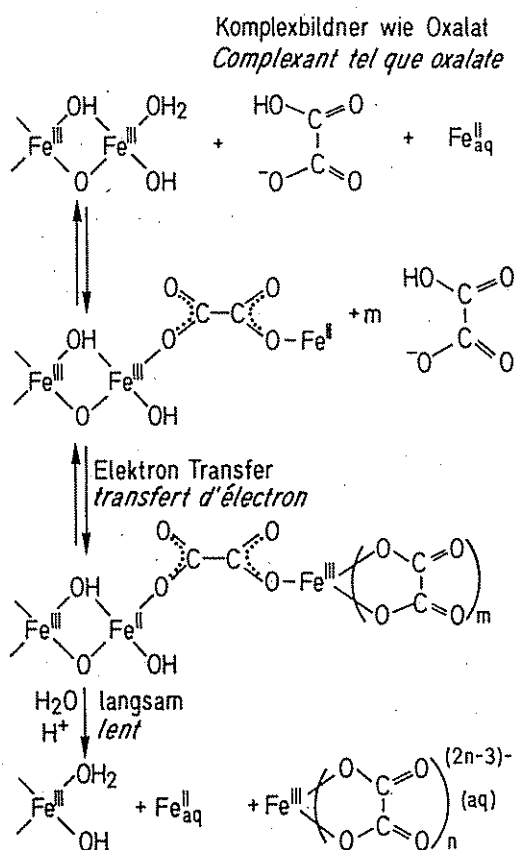


c) Reductive Auflösung unter Lichteinfluss:

Eine organische Verbindung, z.B. Oxalat, welche Fe^{III} im Dunkeln nicht zu reduzieren vermag, bildet mit dem oxidischen Eisen(III) einen Oberflächenkomplex. Nur dank der Absorption von Licht, welche zu einem elektronisch angeregten Zustand (mit Stern bezeichnet) führt, kann ein Elektronenübergang stattfinden. Auch über diesen Reaktionsweg wird im letzten langsamen Schritt zweiwertiges Eisen freigesetzt.

d) Schéma du mécanisme de dissolution catalysée par le Fe^{II} .

Le Fe^{II} produit dans le noir ou sous l'effet de la lumière peut lui-même se transformer en réducteur. Cependant cela n'est possible que si un complexant approprié est présent, par ex. l'oxalate, pour former un pont électronique. Dans cette réaction, bien que l'oxyde de fer soit dissous de manière réductive (cf. fig. 2b), la concentration en Fe^{II} ne change pas. Seule la concentration en Fe^{III} augmente car le Fe^{II} agit uniquement comme un catalyseur pour la dissolution de l'oxyde de fer.



d) Durch Fe^{II} katalysierte Auflösung:

Das im Dunkeln oder unter Lichteinfluss entstandene zweiwertige Eisen kann selbst als Reduktionsmittel wirken. Dies ist allerdings nur möglich, wenn ein geeigneter Ligand, z.B. Oxalat, vorhanden ist, welcher eine Elektronenbrücke bilden kann. Der Elektronenübergang findet dann vom zweiwertigen Eisen über die Elektronenbrücke auf das oxidische dreiwertige Eisen statt. Auf diesem Reaktionsweg wird zwar das Eisenoxid reaktiv aufgelöst, die Konzentration des gelösten zweiwertigen Eisens nimmt dabei aber nicht zu, sondern nur die Konzentration des gelösten dreiwertigen Eisens; Fe^{II} wirkt als Katalysator für die Auflösung von Eisen(III)oxiden.

L'écriture de la figure 2 est très schématique. Cette représentation d'une surface d'oxyde ne donne ni l'ordonnement exact de la structure ni la composition chimique des liaisons mais elle illustre la coordination des atomes de fer à la surface avec les complexants tels que les groupes hydroxyls.

Les différentes réactions de dissolution peuvent avoir lieu en même temps, ce qu'il faut vérifier en établissant les lois des vitesses.

Die Schreibweise in Fig. 2 ist höchst schematisch. Diese Darstellung einer oxidischen Oberfläche soll weder deren exakte räumliche Struktur noch die exakten chemischen Bindungsverhältnisse im Kristallgitter wiedergeben, sondern die Koordination oberflächenständiger Eisenzentren mit Komplexbildnern illustrieren.

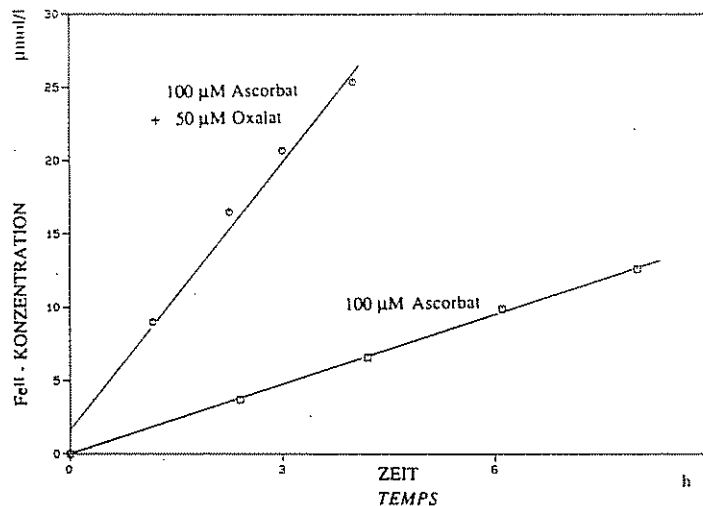
Die verschiedenen Reaktionswege der Auflösung von Eisen(III)oxiden können gleichzeitig erfolgen; dies muss bei der Formulierung von Geschwindigkeitsgesetzen berücksichtigt werden.

Fig.3

Dissolution réductive de l'hématite ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$) à pH 3 dans le noir

Les points donnent la concentration du Fe^{II} en solution en fonction du temps: La concentration augmente linéairement avec le temps.

Dans cette expérience en laboratoire, le réducteur utilisé est l'ascorbate (\square). Lorsque l'on mélange ascorbate et oxalate (\circ), la vitesse de dissolution (pente de la droite du haut) est sensiblement plus rapide qu'en absence d'oxalate (pente de la droite du bas). On en déduit que la coordination par un complexant d'une surface d'oxyde partiellement réduite peut accélérer la dissolution. Ces résultats illustrent bien comment deux réactions peuvent se combiner (voir fig. 2a et 2b).



Reduktive Auflösung von Hämatit ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$) bei pH 3 im Dunkeln:

Die Symbole geben die Zunahme der Konzentration des gelösten zweiwertigen Eisens als Funktion der Zeit an: Die Fe^{II} -Konzentration nimmt linear mit der Zeit zu. Als Reduktionsmittel wurde in diesen Laborexperimenten Ascorbat (\square) verwendet. Wenn man zusätzlich zum Ascorbat auch Oxalat (\circ) zugibt, so ist die Auflösungsrate (Steigung der oberen Gerade) wesentlich höher als in Abwesenheit von Oxalat (vgl. Steigung der unteren Gerade). Dies kann man damit erklären, dass auch die Koordination einer z.T. reduzierten Eisenoxid-Oberfläche mit einem Komplexbildner die Auflösung beschleunigt. Diese Ergebnisse illustrieren, wie verschiedene Reaktionswege zusammenwirken können (Überlagerung der Reaktionswege a und b).

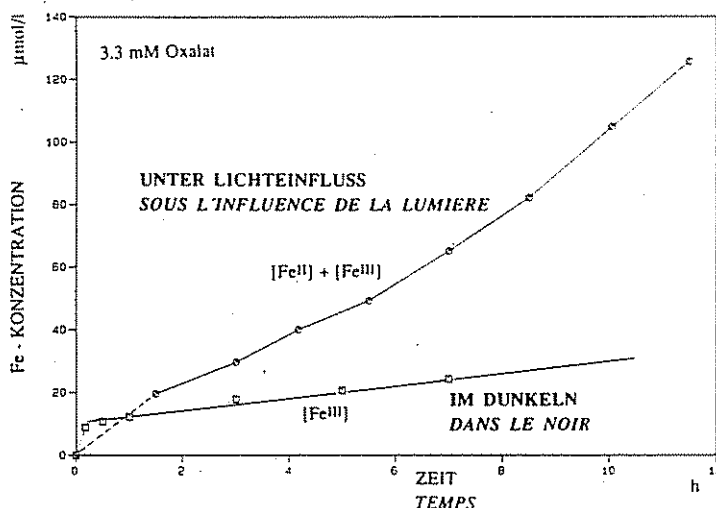
Fig.4

Dissolution de l'hématite à la lumière ($\lambda = 375 \text{ nm}$ et $I_0 = 4 \text{ W/m}^2$) en présence d'oxalate:

Les concentrations de fer total en solution ($[\text{Fe}^{\text{II}}] + [\text{Fe}^{\text{III}}]$) sous l'influence de la lumière et de Fe^{III} dissous dans le noir en fonction du temps sont données respectivement par les points ronds et les points carrés. En observant la courbe on constate que, sous l'influence de la lumière, la concentration de fer en solution n'augmente pas linéairement avec le temps mais que la vitesse de dissolution s'accélère. Dans le noir au contraire, et dans les mêmes conditions, on ne mesure que du Fe^{III} et la vitesse de dissolution est constante. On peut donc conclure que la lumière induit la dissolution de l'hématite puisque du Fe^{II} est progressivement produit, qui va ensuite catalyser la dissolution. Il s'agit encore de la superposition de deux réactions (voir fig. 2c et 2d) qui dans ce cas accélère la dissolution de manière autocatalytique.

Auflösung von Hämatit unter Lichteinfluss ($\lambda = 375 \text{ nm}$, $I_0 = 4 \text{ W/m}^2$) in Gegenwart von Oxalat:

Die runden Symbole geben die Konzentration des total gelösten Eisens, ($[\text{Fe}^{\text{II}}] + [\text{Fe}^{\text{III}}]$) unter Lichteinfluss, die quadratischen Symbole die Konzentration des gelösten Fe^{III} im Dunkeln als Funktion der Zeit an. Wie man aus der oberen Kurve sieht, nimmt die Konzentration des gelösten Eisens unter Einfluss von Licht nicht linear zu; die Auflösungsrate ist daher nicht konstant, sondern nimmt mit der Zeit zu. Im Dunkeln dagegen entsteht unter denselben Bedingungen nur dreiwertiges Eisen und die Auflösungsrate ist konstant. Dies rührt daher, dass bei dieser lichtinduzierten Auflösung von Hämatit zunehmend Fe^{II} entsteht, welches die Auflösung katalysiert. Diese Ergebnisse sind ein weiteres Beispiel dafür, wie sich verschiedene Reaktionswege (vgl. Fig. 2c und 2d) überlagern können, was in diesem Fall die Auflösung autokatalytisch beschleunigt.



Die runden Symbole geben die Konzentration des total gelösten Eisens, ($[\text{Fe}^{\text{II}}] + [\text{Fe}^{\text{III}}]$) unter Lichteinfluss, die quadratischen Symbole die Konzentration des gelösten Fe^{III} im Dunkeln als Funktion der Zeit an. Wie man aus der oberen Kurve sieht, nimmt die Konzentration des gelösten Eisens unter Einfluss von Licht nicht linear zu; die Auflösungsrate ist daher nicht konstant, sondern nimmt mit der Zeit zu. Im Dunkeln dagegen entsteht unter denselben Bedingungen nur dreiwertiges Eisen und die Auflösungsrate ist konstant. Dies rührt daher, dass bei dieser lichtinduzierten Auflösung von Hämatit zunehmend Fe^{II} entsteht, welches die Auflösung katalysiert. Diese Ergebnisse sind ein weiteres Beispiel dafür, wie sich verschiedene Reaktionswege (vgl. Fig. 2c und 2d) überlagern können, was in diesem Fall die Auflösung autokatalytisch beschleunigt.

Literaturhinweise/References:

R.M. Cornell and U. Schwertmann: Influence of Organic Anions on the Crystallization of Ferrihydrite. Clays and Clay Minerals, 27 (1979) 402.
 B. Zinder und W. Stumm: Die Auflösung von Eisen(III)-oxiden; ihre Bedeutung im See und im Boden. Chimia, 39 (1985) 280.
 B. Zinder, G. Furrer and W. Stumm: The coordination chemistry of weathering: II. Dissolution of Fe(III)oxides. Geochim. Cosmochim. Acta, 50 (1986) 1861.
 M.A. Blesa, H.A. Marinovich, E.C. Baumgartner, and A.J.G. Maroto: Mechanism of Dissolution of Magnetite by Oxalic Acid - Ferrous Ion Solutions. Inorg. Chem., 26 (1987) 3713.
 T.D. Waite and F.M.M. Morel: Photoreductive Dissolution of Colloidal Iron Oxides in Natural Waters. Environ. Sci. Technol., 18 (1984) 860.
 R.M. Cornell and P.W. Schindler: Photochemical Dissolution of Goethite in Acid/Oxalate Solution. Clays and Clay Minerals, 35 (1987) 347.
 B. Sulzberger, D. Suter, Ch. Siffert, S. Banwart and W. Stumm: Kinetics of Dissolution of Fe(III)(hydr)oxides in Natural Waters: Control by Surface Coordination. Marine Chemistry, submitted.

AUSWIRKUNGEN VON AMMONIUM UND SCHWEFELDIOXID

IN ATMOSPHERISCHEN DEPOSITIONEN :

OXIDATION DES SCHWEFELDIOXIDS IN WÄSSRIGER LÖSUNG

Philippe Behra, Laura Sigg und Werner Stumm

In die Atmosphäre eingetragene Schwefel- und Stickoxide werden dort zu Sulfaten, bzw. Nitraten umgewandelt. Diese Oxidation findet sowohl in der Gas- als auch in der Wasserphase, allerdings mittels verschiedener Mechanismen, statt. Beim SO_2 geht die Reaktion relativ schnell, vor allem in Gegenwart von Wasser [1,2,3,4]. Im Gegensatz dazu ist die Kinetik der Oxidationsreaktionen bei den Stickoxiden eher langsam in der wässrigen Phase [5]. Diese Umsetzungen sind durch eine Protonenproduktion charakterisiert, d.h. die wässrige Phase wird saurer. Daher kann füglich von saurem Niederschlag gesprochen werden [3,6]. Die Bedeutung von Ammoniak in der Atmosphäre, seine Rolle in der Oxidation von Schwefeldioxid sowie in der Azidifizierung sind mehrfach belegt [7,8,9].

Die hier beschriebene, vom Nationalfonds (NFP 14) finanzierte Studie wurde durch Messungen und Analysen der chemischen Zusammensetzung von Nebel und Aerosolen in Dübendorf angeregt [10,11]. Unter den verschiedenen analysierten Nebelereignissen fallen 2 extreme Fälle auf:

1) Nebel mit einem pH-Wert bis hinunter auf pH 2, wobei dieser Wert auf die Gegenwart von HCl in der Atmosphäre zurückzuführen ist, der aus einer von der Messstelle ungefähr 3 km entfernte Kehrlichtverbrennungsanlage stammt.

2) Bedeutende Mengen an emittiertem Ammoniak führten zu Nebel mit höherem pH (über 7).

Abgesehen von diesen 2 Extremfällen wiesen die analysierten Nebel jeweils einen pH zwischen 4 und 6 auf.

Die hier vorgestellte Arbeit möchte die Vermittler-Rolle des NH_3 in der Oxidation des SO_2 aufzeigen. Dafür ist folgendes Modell aufgestellt worden: SO_2 wird in der wässrigen Phase oxidiert, während NH_3 den pH aufgrund seiner Pufferkapazität regelt. Unter winterlichen Nebelbedingungen wird als einziger Oxydant von SO_2 Ozon angenommen; die anderen Möglichkeiten (durch H_2O_2 , oder in Gegenwart von

Eisen oder Mangan durch O_2) werden als vernachlässigbar betrachtet [13]. Die Geschwindigkeit der Oxidationsreaktion kann dann durch folgende Gleichung dargestellt werden [2,12]:

$$d[\text{S(IV)}_{(\text{aq})}]/dt = -(k_0 \cdot [\text{SO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}] + k_1 \cdot [\text{HSO}_3^-] + k_2 \cdot [\text{SO}_3^{2-}]) \cdot [\text{O}_{3(\text{aq})}]$$

dabei ist $[\text{S(IV)}_{(\text{aq})}]$ die Totalkonzentration an SO_2 in der wässrigen Phase, $[\text{O}_{3(\text{aq})}]$ die Konzentration von O_3 in der wässrigen Phase; k_0 , k_1 , k_2 sind die jeweiligen Geschwindigkeitskonstanten $(2 \pm 2) \cdot 10^4$, $(3,2 \pm 0,2) \cdot 10^5$ und $(1,0 \pm 0,2) \cdot 10^9 \text{ l mol}^{-1} \text{ s}^{-1}$.

Unter diesen Annahmen berücksichtigen die Berechnungen auch die verschiedenen möglichen Gleichgewichte einerseits zwischen der wässrigen und der gasförmigen Phase (Henry's Gesetz) und andererseits in der Lösung. Im Gleichgewicht wird die Spezierung mit Hilfe des Programmes MICROQL [14] berechnet, der modifiziert wurde, um die Fälle eines offenen Systems oder eines geschlossenen Systems für die Verbindungen in der gasförmigen Phase zu berücksichtigen [15]. Im ersten Fall ist der Partialdruck eines Gases konstant (zum Beispiel Luft- CO_2). Im zweiten Fall ist es die Summe der Gesamtkonzentrationen einer Verbindung in der gasförmigen Phase und in Lösung, die konstant bleibt: die Konzentrationen der Spezies dieser Verbindung in der jeweiligen Phase sind dann abhängig vom Wassergehalt (q) und den thermodynamischen Gleichgewichtskonstanten.

MICROQL wurde anschliessend an einem anderen Programm, der die Gleichungen zur Oxidationskinetik von SO_2 numerisch mittels einer zeitabhängigen Iteration integriert, angeschlossen.

In einer ersten Arbeitsphase wurden, einerseits die thermodynamischen Gleichgewichte im Fall eines geschlossenen, resp. eines offenen Systems, für die Gase SO_2 und NH_3 in Funktion einer Basenzugabe (bzw. einer Säurezugabe) für den vereinfachten Fall ohne Oxidation betrachtet; andererseits würde die Sensi-

tivität der diversen Parameter - wie Partialdrücke von O_3 , NH_3 , und SO_2 , dem Wassergehalt, sowie die Zugabe einer starken Säure oder eines Aerosols in das System - auf die Oxidationsgeschwindigkeit, die pH-Veränderungen und den Verbrauch an SO_2 oder die gelöste Menge an NH_3 untersucht.

Es geht aus den Resultaten hervor, dass in Gegenwart von genügend Ammoniak, um den pH bei relativ konstantem Wert zu halten (also um die Umgebung gepuffert zu halten) und wenn Ozon im Überschuss vorhanden ist, dass dann NH_3 eine grundlegende Rolle in der Oxidation von SO_2 spielt.

Wir betrachten nun folgende Fälle (Fig. 1): NH_3 sei im geschlossenen System, einmal im Überschuss, das andere Mal in schwacher Konzentration im Vergleich zur SO_2 Konzentration, und beide Male unter der Bedingung, dass O_3 im offenen System sei.

-Im Falle des Überschusses wird eine Zunahme der Azidität (die von der Zugabe einer starken Säure, wie HCl oder HNO_3 , oder durch Oxidation von SO_2 herrührt) durch Bildung von NH_4^+ (ausgehend vom immer in der Gasphase vorhandenen NH_3) neutralisiert. Weil der pH immer relativ hoch gehalten wird, wird SO_4^{2-} bis zum vollständigen Verbrauch des SO_2 (dessen Zustand ja im geschlossenen System angenommen wird) produziert, und dadurch erhält das Verhältnis $[\text{SO}_4^{2-}]/[\text{SO}_2]_{\text{Anfang}}$ (mit $[\text{SO}_4^{2-}]^*$ bezeichnet) den Wert 1.

-Im Falle der schwachen Konzentration von NH_3 im Verhältnis zu SO_2 wird die Pufferkapazität durch NH_4^+ , stark reduziert. Sobald diese Reserve zur Neige geht, d.h. wenn das Verhältnis

$$\frac{[\text{NH}_4^+]}{[\text{NH}_3]_{\text{Total}}} \quad (\text{mit } [\text{NH}_4^+]^* \text{ bezeichnet})$$

gegen 1 geht, wird jeder Zuwachs der Anionen-Konzentration durch eine äquivalente Menge von Protonen aufgehoben. Die SO_4^{2-} -Konzentration nimmt zunächst schnell zu, wodurch der pH erniedrigt wird, dann, wenn alles NH_3 gelöst und als NH_4^+ ist, verlangsamt sich die Reaktion: die Geschwindigkeitskonstante der Spezies HSO_3^- ist tatsächlich zu klein (vgl. Gleichung).

Ein letzter Fall ist besonders aufschluss-

EFFETS DE L'AMMONIAC ET DU DIOXYDE DE SOUFRE SUR LES DÉPÔTS ATMOSPHÉRIQUES: OXYDATION DU DIOXYDE DE SOUFRE EN PHASE AQUEUSE

Philippe Behra, Laura Sigg et Werner Stumm

Les oxydes de soufre et d'azote émis dans l'atmosphère sont oxydés sous la forme de sulfates ou de nitrates. À l'aide de différents mécanismes, cette oxydation se fait aussi bien en phase gazeuse qu'en phase aqueuse. En ce qui concerne SO_2 , cette transformation, relativement rapide, a lieu essentiellement en présence d'eau [1,2,3,4]. Au contraire, la cinétique des réactions d'oxydation des oxydes d'azote est considérée comme lente en phase aqueuse [5]. Ces transforma-

tions sont caractérisées par une production de protons, *i.e.* une acidification de la phase aqueuse. Aussi pouvons-nous parler de dépôt acide [3,6]. L'importance de NH_3 dans l'atmosphère ainsi que son rôle dans l'oxydation de SO_2 et dans l'acidification ont été aussi mis en évidence [7,8,9].

Cette étude, financée par le Programme 14 du Fonds National Suisse de la Recherche (NFP 14), a été suscitée par les mesures et analyses de la composition chimique de brouillards et d'aérosols à Dübendorf [10,11].

Parmi les différents brouillards ayant fait l'objet de mesures, deux cas extrêmes ont été observés : d'une part le brouillard s'acidifie jusqu'à des valeurs de pH pouvant atteindre 2 du fait de la présence de HCl dans l'atmosphère émis par une usine d'incinération d'ordures ménagères située à environ 3 km de la station de collecte des échantillons ; d'autre part une émission importante de NH_3 maintient le pH à une valeur élevée ($\text{pH} \geq 7$). En dehors de ces cas

extrêmes, les valeurs du pH des brouillards collectés varient entre 4 et 6.

Ce travail consiste à montrer le rôle de médiateur chimique que peut jouer NH_3 dans l'oxydation de SO_2 . Pour cela un modèle dont les bases sont les suivantes a été construit: SO_2 est oxydé en phase aqueuse alors que NH_3 sert de régulateur du pH grâce à son pouvoir tampon. Dans les conditions de brouillard hivernal, seul l'ozone est supposé pouvoir oxyder SO_2 ; les autres possibilités d'oxydation par H_2O_2 ou en présence de fer ou de manganèse par O_2 sont considérées comme négligeables [13]. La vitesse de la réaction d'oxydation est représentée par l'équation suivante [2,12] :

$$\frac{d[\text{S(IV)}_{(\text{aq})}]}{dt} = -(k_0 \cdot [\text{SO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}] + k_1 \cdot [\text{HSO}_3^-] + k_2 \cdot [\text{SO}_3^{2-}]) \cdot [\text{O}_{3(\text{aq})}]$$

où $[\text{S(IV)}_{(\text{aq})}]$ est la concentration totale en phase aqueuse de SO_2 , $[\text{O}_{3(\text{aq})}]$ la concentration en phase aqueuse de O_3 et k_0 , k_1 , k_2 sont les constantes de vitesse de la réaction, respectivement $(2 \pm 2) \cdot 10^4$, $(3,2 \pm 0,2) \cdot 10^5$ et $(1,0 \pm 0,2) \cdot 10^9 \text{ l mol}^{-1} \text{ s}^{-1}$.

À partir de ces hypothèses, les calculs

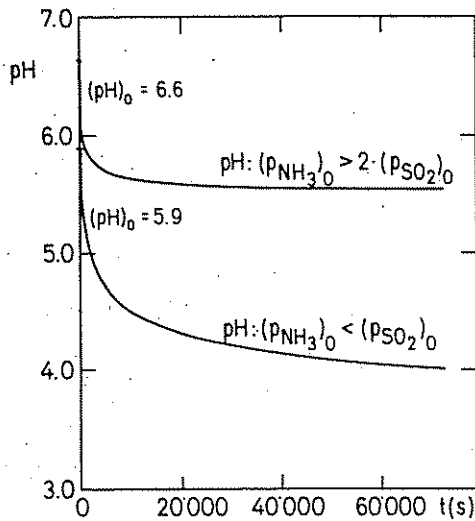
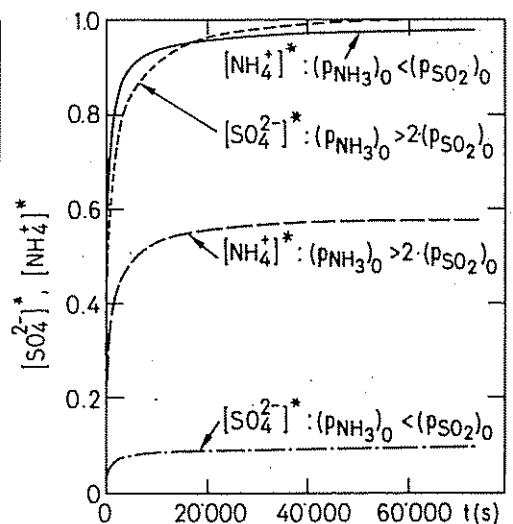
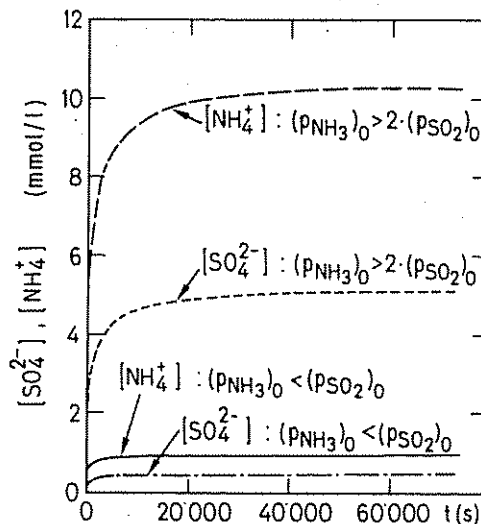


Fig. 1

Oxydation de SO_2 en phase aqueuse: évolution du pH, de $[\text{NH}_4^+]$ et $[\text{SO}_4^{2-}]$, et des concentrations relatives $[\text{NH}_4^+]$ et $[\text{SO}_4^{2-}]$ en fonction du temps.

(a) $(p_{\text{NH}_3})_0 > 2 \cdot (p_{\text{SO}_2})_0$; $(p_{\text{NH}_3})_0 = 8,0 \cdot 10^{-8} \text{ atm}$ ($[\text{NH}_3]_0 = 1,8 \cdot 10^{-2} \text{ mol l}^{-1}$); (b) $(p_{\text{NH}_3})_0 < (p_{\text{SO}_2})_0$; $(p_{\text{NH}_3})_0 = 4,3 \cdot 10^{-9} \text{ atm}$ ($[\text{NH}_3]_0 = 9,6 \cdot 10^{-4} \text{ mol l}^{-1}$).

Conditions initiales : $(p_{\text{SO}_2})_0 = 2,3 \cdot 10^{-8} \text{ atm}$ ($[\text{SO}_2]_0 = 5,1 \cdot 10^{-3} \text{ mol l}^{-1}$); $[\text{NH}_4\text{NO}_3]_{\text{aérosol}} = 10^{-8} \text{ mol m}^{-3}$ ($[\text{NO}_3^-] = 5,4 \cdot 10^{-5} \text{ mol l}^{-1}$); $(p_{\text{O}_3})_0 = 1,5 \cdot 10^{-6} \text{ atm}$; $(p_{\text{CO}_2})_0 = 10^{-3,5} \text{ atm}$; teneur en eau (q) = $1,84 \cdot 10^4 \text{ l m}^{-3}$; NH_3 et SO_2 : système fermé; O_3 et CO_2 : système ouvert. N.B.: $[\text{NH}_4^+]^* = [\text{NH}_4^+]/[\text{NH}_3]_0$ et $[\text{SO}_4^{2-}]^* = [\text{SO}_4^{2-}]/[\text{SO}_2]_0$



SO_2 -Oxydation in wässriger Phase: Verlauf von pH, $[\text{NH}_4^+]$, $[\text{SO}_4^{2-}]$ und ihrer relativen Konzentrationen, $[\text{NH}_4^+]^*$ und $[\text{SO}_4^{2-}]^*$, als Funktion der Zeit.

(a) $(p_{\text{NH}_3})_0 > 2 \cdot (p_{\text{SO}_2})_0$; $(p_{\text{NH}_3})_0 = 8,0 \cdot 10^{-8} \text{ atm}$ ($[\text{NH}_3]_0 = 1,8 \cdot 10^{-2} \text{ mol l}^{-1}$); (b) $(p_{\text{NH}_3})_0 < (p_{\text{SO}_2})_0$; $(p_{\text{NH}_3})_0 = 4,3 \cdot 10^{-9} \text{ atm}$ ($[\text{NH}_3]_0 = 9,6 \cdot 10^{-4} \text{ mol l}^{-1}$).

Anfangsbedingungen : $(p_{\text{SO}_2})_0 = 2,3 \cdot 10^{-8} \text{ atm}$ ($[\text{SO}_2]_0 = 5,1 \cdot 10^{-3} \text{ mol l}^{-1}$); $[\text{NH}_4\text{NO}_3]_{\text{aérosol}} = 10^{-8} \text{ mol m}^{-3}$ ($[\text{NO}_3^-] = 5,4 \cdot 10^{-5} \text{ mol l}^{-1}$); $(p_{\text{O}_3})_0 = 1,5 \cdot 10^{-6} \text{ atm}$; $(p_{\text{CO}_2})_0 = 10^{-3,5} \text{ atm}$; Wassergehalt (q) = $1,84 \cdot 10^4 \text{ l m}^{-3}$; NH_3 und SO_2 : geschlossenes System; O_3 und CO_2 : offenes System.

N.B.: $[\text{NH}_4^+]^* = [\text{NH}_4^+]/[\text{NH}_3]_0$ und $[\text{SO}_4^{2-}]^* = [\text{SO}_4^{2-}]/[\text{SO}_2]_0$

reich: hier ist die gasförmige Phase als vernachlässigbar angenommen. Der pH sinkt schnell bei Zugabe einer kleinen Menge Säure, und dies lässt wiederum sehr schnell die SO_2 -Oxidation zum Stillstand bringen. Diese Situation finden wir dann vor, wenn NH_4^+ zur Hauptsache von Aerosolen stammt, d.h. wenn das Verhältnis $[\text{NH}_4^+]_{\text{Aerosol}} / [\text{NH}_3]_{\text{(Gas) Anfang}}$ grösser als 1 ist oder wenn der Wassergehalt gross ist.

Mit der Hilfe dieses Programmes wurden die Feldresultate der Nebelmessungen [10,11] mit den berechneten Werten verglichen, die aufgrund der entsprechenden Anfangsbedingungen erhalten wurden (vgl. Fig. 2). Der Vergleich bestätigt die obigen Folgerungen. Sobald der Partialdruck von NH_3 schwach ist (z.B. Nebel vom 22. Sept. 86), lässt der Pufferungseinfluss nach, und das System hängt in hohem Masse von der Anionenzufuhr aus der Cl-Erhöhung oder SO_4^{2-} -Produktion aus der SO_2 -Oxidation: der pH sinkt schnell von 5 nach 3. Ausserdem scheint der Wassergehalt der Hauptverursacher für die Konzentrationsveränderungen anderer Ionen in den Tröpfchen zu sein (Fig. 2a).

Wenn der Partialdruck von NH_3 sehr hoch ist, und dabei also praktisch kon-

stant (Nebel vom 24. Sept. 86), ist die Pufferkapazität hoch: $[\text{NH}_4^+]$ steigt in der Lösung (in Funktion der Anionenzuwachsrates) und reguliert so den pH, der um den Wert von pH 7 schwankt. In diesem letzten Fall wird die SO_4^{2-} -Produktion sehr hoch. Die berechneten Mengen an SO_4^{2-} sind den gemessenen vergleichbar (vgl. Fig. 2b).

Diese Resultate zeigen die Vermittlerrolle, die NH_3 haben kann, nicht nur bei der Oxidation von SO_2 , sondern auch überhaupt in den atmosphärischen Depositionen. Einerseits hat NH_3 einen wichtigen Pufferungseinfluss auf den pH, der eine starke Produktion von Schwefelsäure (durch die Oxidation von SO_2) bewirkt; dabei kann der pH durch Bildung von NH_4^+ neutral blei-

ben.

Andererseits ist bei schwachen NH_3 -Konzentrationen der pH entweder von den in Lösung gehenden starken Säuren (oder den Aerosolen) oder von der allerdings kleineren SO_4^{2-} -Produktion abhängig.

Wenn sich der Nebel verzogen hat, hat sich der Bestand an neuen SO_4^{2-} -reichen Verbindungen (seien es nun aerosolförmige Schwefelsäure oder Verbindungen mit NH_4^+ , oder NH_4^+ und Cl [16]) erhöht. Ihre Deposition auf Böden und Oberflächengewässer verursacht eine Azidifizierung, die zu Verwitterungsreaktionen und zur Remobilisierung metallischer Elemente führt, und sich auch auf die Biota auswirkt.



Philippe Behra hat nach seinem Ingenieurstudium eine Dissertation über den Transport von Spurenmetallen im Grundwasser an der Universität Louis Pasteur in Strassburg abgeschlossen. Er arbeitet gegenwärtig am Projekt über atmosphärische Depositionen im Rahmen des NFP-14 an der EAWAG.

Après des études d'ingénieur, Philippe Behra a présenté sa thèse sur le transport de micropolluants métalliques dans les eaux souterraines à l'Université Louis Pasteur de Strasbourg. Il collabore actuellement au projet sur les dépôts atmosphériques dans le cadre du NFP 14.

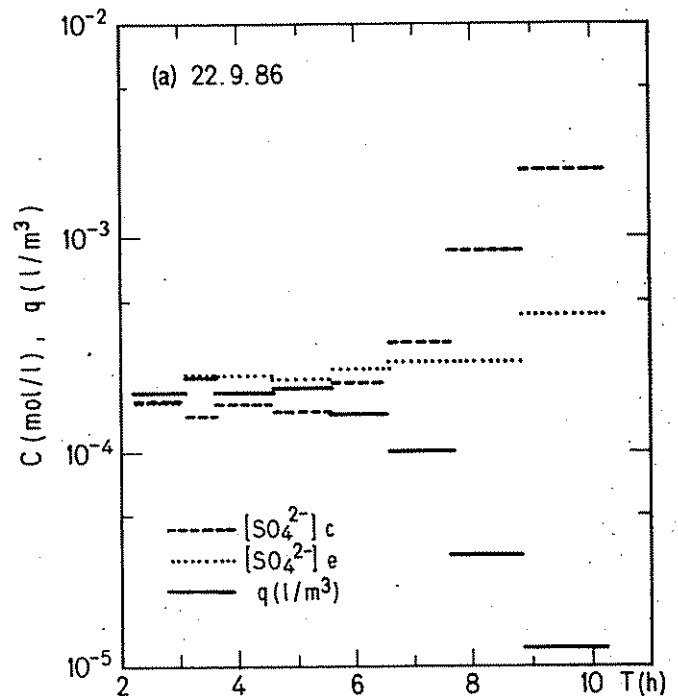
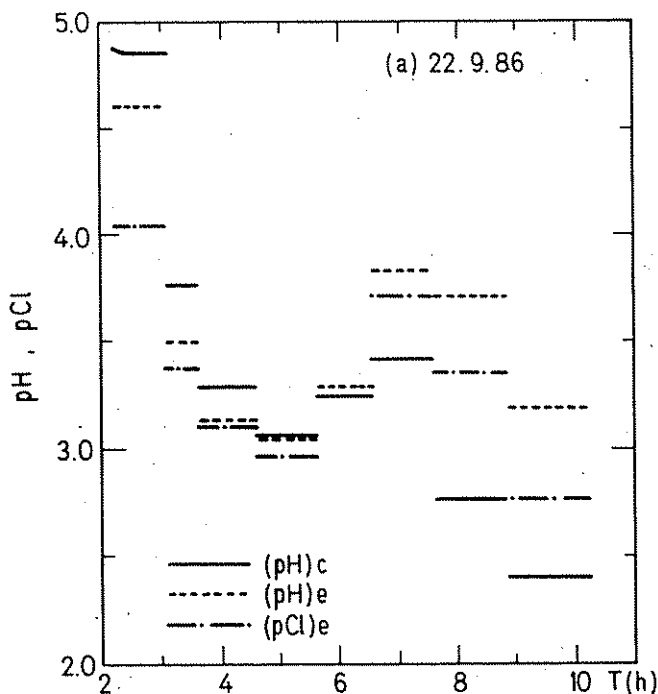


Fig. 2 a

Comparaison de données des campagnes de mesures de brouillards (indice e) et de calculs thermodynamiques et cinétiques (indice c):

Brouillard acide par absorption de HCl (données du 22.09.86, [11]). Conditions initiales: $(p_{\text{SO}_2})_0 = 4,2 \cdot 10^{-9} \text{ atm}$; $[\text{SO}_4^{2-}]_0 = 1,7 \cdot 10^{-4} \text{ mol l}^{-1}$; $[\text{NO}_3]_0 = 3,5 \cdot 10^{-4} \text{ mol l}^{-1}$; $(p_{\text{O}_3})_0 = 5,1 \cdot 10^{-9} \text{ atm}$; $(p_{\text{CO}_2})_0 = 10^{-3,5} \text{ atm}$; NH_3 et SO_2 : système fermé; O_3 et CO_2 : système ouvert.

Vergleich der Feldmessungen von Nebeln (Index e) mit den thermodynamischen Berechnungen und mit der Kinetik (Index c)

Durch Salzsäureauflösung saurer Nebel (Messwerte vom 22. Sept. 86, [11]). Anfangsbedingungen: $(p_{\text{SO}_2})_0 = 4,2 \cdot 10^{-9} \text{ atm}$; $[\text{SO}_4^{2-}]_0 = 1,7 \cdot 10^{-4} \text{ mol l}^{-1}$; $[\text{NO}_3]_0 = 3,5 \cdot 10^{-4} \text{ mol l}^{-1}$; $(p_{\text{O}_3})_0 = 5,1 \cdot 10^{-9} \text{ atm}$; $(p_{\text{CO}_2})_0 = 10^{-3,5} \text{ atm}$; NH_3 und SO_2 : geschlossenes System; O_3 und CO_2 : offenes System.

tiennent compte des différents équilibres possibles, d'une part entre les phases gazeuse et aqueuse (loi de Henry), d'autre part en solution. À l'équilibre, la spéciation est calculée à l'aide du programme MICROQL [14], modifié afin de considérer les cas du système ouvert ou fermé pour les composants de la phase gazeuse [15]. Dans le premier cas, la pression partielle d'un gaz est maintenue constante, e.g. CO₂ atmosphérique. Dans le second cas, c'est la somme des concentrations totales d'un composant en phase gazeuse et en solution qui reste constante: les concentrations respectives des espèces de ce composant dans chacune des phases sont alors fonction de la teneur en eau (q) et des constantes thermodynamiques. MICROQL a été ensuite associé à un autre programme qui permet d'intégrer numériquement les équations relatives à la cinétique d'oxydation de SO₂ par un processus itératif sur le temps.

La première phase du travail a consisté d'une part, à étudier les équilibres thermodynamiques dans les cas système ouvert ou système fermé pour les gaz SO₂ et NH₃ en fonction d'un ajout de base ou d'acide dans le cas simplifié où il n'y a pas d'oxydation, et d'autre part, à étudier la sensibilité des différents paramètres

comme les pressions partielles en O₃, NH₃ et SO₂, la teneur en eau, ainsi que l'adjonction d'un acide fort ou d'un aérosol dans le système sur la vitesse d'oxydation, les variations du pH et des quantités de SO₂ consommé ou de NH₃ mis en solution. De ces résultats, il ressort que NH₃ joue un rôle fondamental sur l'oxydation de SO₂ lorsque NH₃ est en quantité suffisante pour maintenir le pH à une valeur relativement constante, i.e. pour avoir un effet tampon sur le milieu, et lorsque O₃ est présent en excès.

En effet, les cas suivants sont envisagés (fig. 1): NH₃ est considéré comme étant en système fermé soit en excès, soit à faible concentration par rapport à la concentration en SO₂ avec dans les deux cas O₃ en système ouvert. Dans le cas où NH₃ est en excès, une augmentation de l'acidité, soit par adjonction d'acide fort (HCl ou HNO₃), soit par oxydation de SO₂, est neutralisée par la formation de NH₄⁺ à partir de NH₃ toujours présent dans la phase gazeuse. Il en résulte que, le pH étant maintenu à une valeur élevée, SO₄²⁻ est produit jusqu'à la consommation totale de SO₂ (ce composant étant supposé en système fermé), le rapport [SO₄²⁻]/[SO₂]_{initiale}, noté [SO₄²⁻]^{*}, est égal à 1. Dans le cas où la concentration totale de NH₃ est plus faible que celle de SO₂,

l'effet tampon que peut avoir NH₃⁺ est fortement réduit. Dès que cette réserve commence à s'appauvrir, i.e. lorsque le rapport [NH₄⁺]/[NH₃]_{total}, noté [NH₄⁺]^{*}, tend vers 1, toute augmentation de la concentration en anions est compensée par une quantité équivalente de H⁺. La concentration en SO₄²⁻ augmente d'abord rapidement, ce qui a tend à diminuer le pH, puis la réaction se ralentit lorsque tout le NH₃ est dissous et sous forme NH₄⁺: la constante de vitesse relative à l'espèce majeure HSO₃⁻ est en effet trop faible (cf. équation à page 6). Un dernier cas est particulièrement intéressant. Dans ce cas, la phase gazeuse est considérée comme négligeable. Le pH décroît rapidement lors d'une faible adjonction d'acide, ce qui en retour stoppe très rapidement l'oxydation de SO₂. Cette situation peut se rencontrer lorsque NH₃⁺ provient pour sa majeure partie des aérosols, i.e. lorsque le rapport [NH₄⁺]_{aérosol}/[NH_{3(gaz)}]_{initiale} est supérieur à 1 ou lorsque la teneur en eau est importante.

À l'aide de ce programme, les résultats des campagnes de mesures des composés dans des brouillards [10,11] ont été confrontés aux résultats obtenus par le calcul effectué à partir des conditions initiales (fig. 2). La comparaison confirme les

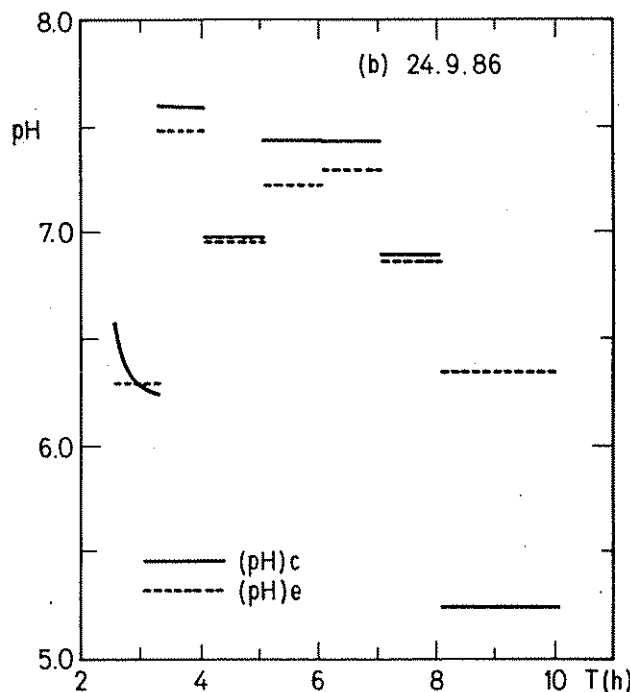
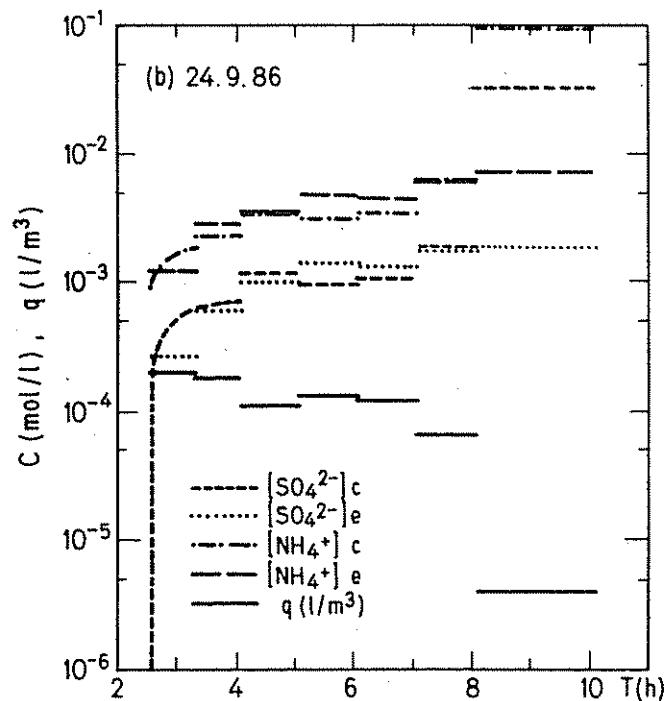


Fig. 2 b

Comparaison de données des campagnes de mesures de brouillards (indice e) et de calculs thermodynamiques et cinétiques (indice c):

Brouillard à pH neutre par absorption de NH₃ (données du 24.09.86, [11]). Conditions initiales: (p_{SO₂})₀ = 3,1 10⁻⁹ atm; [SO₄²⁻]₀ = 0 mol l⁻¹; [NO₃]₀ = 4,8 10⁻⁴ mol l⁻¹; (p_{O₃})₀ = 4,0 10⁹ atm; (p_{CO₂})₀ = 10^{-3.5} atm; SO₂: système fermé; NH₃, O₃ et CO₂: système ouvert. N.B. q = teneur en eau.

Vergleich der Feldmessungen von Nebeln (Index e) mit den thermodynamischen Berechnungen und mit der Kinetik (Index c)

Durch NH₃-Auflösung neutralisierter Nebel (Messwerte vom 24. Sept. 86, [11]). Anfangsbedingungen: (p_{SO₂})₀ = 3,1 10⁻⁹ atm; [SO₄²⁻]₀ = 0 mol l⁻¹; [NO₃]₀ = 4,8 10⁻⁴ mol l⁻¹; (p_{O₃})₀ = 4,0 10⁹ atm; (p_{CO₂})₀ = 10^{-3.5} atm; SO₂: geschlossenes System; NH₃, O₃ und CO₂: offenes System. N.B. q = Wassergehalt.

conclusions précédentes. Lorsque la pression partielle initiale en NH_3 est faible (brouillard du 22.09.86), le pouvoir tampon est faible et le système très dépendant de la quantité d'anions ajoutés soit par augmentation de la concentration en Cl^- , soit par la production de SO_4^{2-} par oxydation de SO_2 : le pH décroît rapidement de 5 à 3. De plus, la teneur en eau apparaît comme la principale cause des variations des concentrations des autres ions dans les gouttelettes (fig. 2a). Si la pression partielle en NH_3 est très élevée et est pratiquement constante (brouillard du 24.09.86), le pouvoir tampon est élevé: NH_4^+ augmente en solution en fonction de l'accroissement de la teneur en anions, et régule ainsi le pH qui fluctue autour de la valeur 7. Dans ce dernier cas, la production de SO_4^{2-} est très importante. Les quantités de SO_4^{2-} calculées sont comparables à celles observées lors des mesures (fig. 2b).

Ces résultats mettent en évidence le rôle de médiateur que peut avoir NH_3 non

seulement sur l'oxydation de SO_2 mais aussi dans les dépôts atmosphériques. D'une part, en grande quantité, NH_3 a un pouvoir tampon important sur le pH, ce qui induit une forte production d'acide sulfurique par oxydation de SO_2 , neutralisé par la formation de NH_4^+ , le pH restant globalement neutre; d'autre part, si NH_3 est en faible quantité, les variations de pH sont fonction essentiellement soit de la dissolution d'acides forts, ou d'aérosols, soit de la production de SO_4^{2-} dont la teneur reste faible. Lorsque le brouillard se dissipe, le bilan de cet ensemble de réactions est l'apparition de nouveaux composés riches en SO_4^{2-} , que ce soit sous forme d'aérosols H_2SO_4 ou associés à NH_4^+ , ou à NH_4^+ et Cl^- [16]. Leur dépôt dans les sols et dans les eaux de surface a pour conséquence une acidification de ces milieux, ce qui conduit à l'altération et à la remobilisation d'éléments métalliques ainsi qu'à des effets sur le biotope. □

Comment sont dissous les oxydes de fer dans les eaux naturelles ?

Suite de la page 3

nes naturels ayant lieu dans les eaux et les sols. Nous ne pouvons ici que vous résumer certaines de nos recherches et vous donner quelques exemples des résultats obtenus. Pour de plus amples renseignements, reportez-vous à notre publication dans "Marine Chemistry".

Les figures 2 à 4 (pages 4 à 6) sont chacune accompagnées d'une description des résultats expérimentaux qui illustre quelques découvertes faites grâce à nos mesures en laboratoire.

Les résultats importants observés sont les suivants:

1. La vitesse de dissolution est contrôlée par les réactions à la surface de l'oxyde.
2. La décomposition de la biomasse qui se dépose sur les sédiments fournit les réducteurs et les complexants appropriés pour la dissolution des oxydes de fer.
3. La combinaison d'un complexant et d'un réducteur est particulièrement efficace pour dissoudre les oxydes de fer.
4. La lumière solaire permet la réduction des oxydes de fer en Fe^{II} dans la couche superficielle des eaux.

DES RECHERCHES EN LABORATOIRE AUX RECHERCHES SUR LE TERRAIN

Pour comprendre les différents paramètres qui agissent sur la dissolution des oxydes de fer, nous devons dans un premier temps nous abstraire de la complexité de la nature pour nous restreindre aux expériences en laboratoire, là où nous connaissons bien les variables et arrivons à les contrôler. De ce fait, nous avons mené nos expériences à un pH assez bas; nous pourrions aussi montrer que des phénomènes analogues se produisent à des pH plus élevés mais cependant plus lentement. Ensuite, il est nécessaire de vérifier dans quelle mesure les lois de réaction et les mécanismes postulés à partir des résultats en laboratoire sont également valables pour les systèmes aquatiques naturels. □

- [1] HOFFMANN, M.R., JACOB, D.J. (1984). Kinetics and mechanisms of the catalytic oxidation of dissolved sulfur dioxide in aqueous solution: an application to nighttime fog water chemistry. In: SO_2 , NO and NO_2 Oxidation Mechanisms: Atmospheric Considerations, J.C. Calvert (ed), Butterworth, Boston, pp. 101-172.
- [2] HOIGNÉ, J., BADER, H., HAAG, W.R., STAEHELIN, J., 1985. Rate constants of reactions of ozone with organic and inorganic compounds in water - III inorganic compounds and radicals. *Water Res.*, 19, 993-1004.
- [3] SEINFELD, J.H., 1986. Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution. Wiley, New-York, 738 pp.
- [4] WALDMAN, J.M., HOFFMANN, M.R. (1987). Depositional aspects of pollutant behavior in fog and intercepted clouds. In: Sources and Fates of Aquatic Pollutants, R.A. Hites, S.J. Eisenreich (eds), Advances in Chemistry Series, Amer. Chem. Soc., Washington, 216, pp. 79-129.
- [5] SCHWARTZ, S.E., WHITE, W.H., 1983. Kinetics of reactive dissolution of nitrogen oxides into aqueous solution. In: Trace Atmospheric Constituents: Properties, Transformations, & Fates, S.E. Schwartz (ed.), Wiley, New-York, pp. 1-116.
- [6] STUMM, W., SIGG, L., SCHNOOR, J.L., 1987. Aquatic chemistry of acid deposition. *Environ. Sci. Technol.*, 21, 8-13.
- [7] DURHAM, J.L., 1984. Chemistry of Particles, Fogs and Rain. J.L. Durham (ed.), Butterworth, Boston, 262 pp.
- [8] JACOB, D.J., MUNGER, J.W., WALDMAN, J.M., HOFFMANN, M.R. (1986a). The H_2SO_4 - HNO_3 - NH_3 system at high humidities and in fogs: I. Spatial and temporal patterns in the San Joaquin Valley of California. *J. Geophys. Res.*, 91, 1073-1088.
- [9] JACOB, D.J., WALDMAN, J.M., MUNGER, J.W., HOFFMANN, M.R. (1986b). The H_2SO_4 - HNO_3 - NH_3 system at high humidities and in fogs: II. Comparison of field data with thermodynamic calculations. *J. Geophys. Res.*, 91, 1089-1096.
- [10] JOHNSON, C.A., SIGG, L., ZOBRIST, J., 1987. Case studies on the chemical composition of fogwater: the influence of local gaseous emissions. *Atmos. Environ.*, 21, 2365-2374.
- [11] SIGG, L., STUMM, W., ZOBRIST, J., ZÜRCHER, F., 1987. The chemistry of fog: factors regulating its composition. *Chimia*, 41, 159-165.
- [12] HOFFMANN, M.R. (1986). On the kinetics and the mechanism of oxidation of aqueous sulfur dioxide by ozone. *Atmos. Environ.*, 20, 1145-1154.
- [13] HOIGNÉ, J. (1988). Bildung und chemische Bedeutung von Photooxydantien in der wässrigen Phase. Proc. ARGE ALP Internationales Symposium Verteilung und Wirkung von Photooxydantien im Alpenraum, Garmisch-Partenkirchen, 11-15 April 1988, in press.
- [14] WESTALL, J., 1979. MICROQL -I: A chemical equilibrium program in BASIC. Rapport interne EAWAG, Dübendorf (CH), 42 pp.
- [15] STUMM, W., MORGAN, J.J., 1981. Aquatic Chemistry. Wiley, New-York, 780 pp.
- [16] RUPRECHT, H., SIGG, L. (1988). Interactions of aerosols (ammonium sulfate, ammonium nitrate and ammonium chloride) and of gases (HCl , HNO_3) with fogwater. In preparation.

PHYSIQUE DE L'ENVIRONNEMENT:

UNE DISCIPLINE NOUVELLE À L'EAWAG ET L'EPFZ

Depuis le 1er juin 1988, le département des Sciences naturelles de l'EPF Zurich possède une chaire de physique de l'environnement, installée à l'EAWAG (Dubendorf et Kastanienbaum) conformément à un accord entre le président de l'EPF et le directeur de l'EAWAG. Par la suite, les physiciens de l'environnement, de même que d'autres disciplines de l'EPF, emménageront dans les nouveaux locaux en projet de l'EAWAG, jetant ainsi les bases de la future antenne de l'EPF à Dubendorf. A partir du 1.1.89, la chaire appartiendra au nouveau département des Sciences de l'environnement et, vraisemblablement, avec l'Institut pour la protection et la technologie des eaux (IGW), au département de "Sciences forestières et sciences de l'environnement".

La collaboration entre l'EAWAG et l'EPF ne s'arrête pourtant pas là: depuis le 1er juillet, la physique de l'environnement constitue un département à part entière de l'EAWAG. Il se compose de postes créés par l'EPF et d'éléments provenant de l'ancien MLF (groupe Physique et Sédimentologie, de même que Radiologie). Grâce à ce large consensus entre les deux institutions, la physique de l'environnement dispose d'une base solide qui lui permettra d'assumer les missions de recherche et d'enseignement qui lui incomberont sous peu - et dont il sera question plus loin.

1. QU'EST-CE QUE LA PHYSIQUE DE L'ENVIRONNEMENT?

La physique de l'environnement se préoccupe des problèmes liés aux flux d'énergie et de matière dans l'environnement, c'est-à-dire à l'intérieur des systèmes classiques que sont l'EAU, le SOL, l'AIR et les ECOSYSTEMES, de même qu'entre ces systèmes (processus de transfert). Le terme de *physique* implique une *méthode* spécifique, une perspective en quelque sorte, d'où sont observés les phénomènes. La perspective physique est essentiellement inductive: à partir de l'observation expérimentale d'*objets physiques*, des théories sont développées, susceptibles de décrire, au delà des observations initiales, des relations entre ces objets. (Il s'agit d'objets bien définis, donc idéalisés, comme les particules ato-

miques et macroscopiques, ou de champs physiques, tels que champs magnétiques et champs de gravitation, d'ondes de toute sorte, etc.) Ces théories sont formulées à l'aide d'un langage mathématique, représentant à nouveau une idéalisation - une formalisation simplificatrice - de la réalité. Pour reprendre la définition de Markus Fierz [1]: "Une théorie est un formalisme mathématique accompagné d'un commentaire qui explicite les notions et objets physiques représentés par les signes mathématiques".

On pourrait donc aller jusqu'à dire que la physique s'intéresse à la nature formalisable; d'ailleurs, on le lui reproche souvent, même si cette critique ne vise pas en fait la méthode physique, mais plutôt sa mauvaise application, respectivement la conception du monde définie par Newton et Descartes, que les physiciens mirent au rancart il y a près de cent ans en développant la physique quantique. En effet, la conception de la nature selon Descartes reposait sur une distinction entre le domaine de l'esprit *res cogitans* et le domaine de la matière *res extensa*. Pour Descartes, l'univers matériel était l'objet de la recherche physique: une machine fonctionnant selon des lois purement mécaniques pour laquelle la question sur le sens de la vie ou de la spiritualité est totalement inopportune. Les sciences naturelles (c'est-à-dire surtout la physique, à l'époque) se préoccupent donc du *res extensa* et laissent le *res cogitans* aux sciences de l'esprit.

La conception mécanique de la nature, la machine newtonienne, comme l'appelle Capra [2], fut détrônée au début de ce siècle par la découverte des quanta et de la nouvelle logique quantique. Selon cette théorie, les différents phénomènes, comme la désintégration d'un noyau de C-14, ne résultent pas d'une cause unique bien définie. Nous ne pouvons prédire en quelque sorte que le comportement statistique d'un ensemble d'objets physiques (noyaux, électrons, etc.). Selon Capra: "Tandis que, dans la physique classique, les propriétés et le comportement des éléments déterminent le tout, la situation est inverse dans la mécanique quantique: c'est le tout qui détermine le comportement des éléments". Il en résulte notamment la constatation que la théorie quantique n'a pas de structure mécanique, ce

qui amène David Bohm [3] à une comparaison entre processus quantiques et processus mentaux et à la conclusion que James Jeans avait déjà tirée vingt ans plus tôt: "L'univers commence à ressembler à une grande pensée plutôt qu'à une grande machine" [4].

Si nous ne perdons pas de vue cette conception moderne de la physique, son association avec l'environnement donne à ce dernier terme une tout autre signification. J'aimerais en discuter deux aspects:

a) Tous les processus qui se déroulent dans l'environnement, et en particulier dans certains écosystèmes et organismes, sont, entre autres, dictés par les lois de la physique. Autrement dit, des principes classiques tels que le théorème d'inertie ou d'énergie y ont tout à fait force de loi, de même, par exemple, que les principes de thermodynamique peuvent être appliqués dans l'analyse des processus de transformation chimique susceptibles de se manifester dans les organismes. Le physicien de l'environnement s'intéresse donc à cette condition des phénomènes naturels et les décrit à l'aide de son propre langage, les mathématiques.

b) L'intérêt pour la nouvelle logique physique a catalysé l'étude de l'aspect collectif des systèmes naturels. Par ce biais, de nouvelles théories ont fait leur apparition, qui ont aussi influencé les sciences humaines et sociales: par exemple, la théorie de la thermodynamique irréversible, le principe de la faible causalité et du chaos jusqu'à la théorie des fractals qui a donné une nouvelle place à la morphologie en physique, la considération de la forme, alors que celle-ci avait été depuis longtemps recluse dans le domaine du *res cogitans*. Ainsi, la physique occupe une place de choix au sein des sciences naturelles; elle constitue une méthode parmi d'autres permettant l'observation et la description de la nature au sens le plus large.

Bien que la nouvelle chaire d'enseignement de l'EPFZ soit la première de ce nom en Suisse (et, à ma connaissance, la seconde en Europe après Heidelberg), la recherche en matière de physique de l'environnement est pratiquée depuis longtemps en réalité dans bien des universités, notamment à l'EPF sous forme de physique atmosphérique, de géophysique et de

Seit dem 1. Juni 1988 gibt es an der Abteilung für Naturwissenschaften der ETH Zürich einen Lehrstuhl für Umweltphysik. Dieser ist aufgrund einer Vereinbarung zwischen dem ETH-Präsidenten und dem EAWAG-Direktor räumlich an der EAWAG (in Dübendorf und Kastanienbaum) angesiedelt. Später sollen die Umweltphysiker, zusammen mit weiteren ETH-Professuren, Teile des geplanten EAWAG-Neubaus beziehen und damit den Grundstein für den zukünftigen ETH-Standort Dübendorf legen. Der Lehrstuhl wird ab 1.1.89 zur neuen Abteilung für Umweltwissenschaften und voraussichtlich, zusammen mit dem Institut für Gewässerschutz und Wassertechnologie, zum Departement "Forst- und Umweltwissenschaften" gehören. Die Zusammenarbeit von EAWAG und ETH bei der neuen Professur geht aber noch weiter: Seit dem 1. Juli bildet die Umweltphysik auch eine eigenständige Fachabteilung der EAWAG; diese wurde einerseits aus den neuen, der Professur von der ETHZ zur Verfügung gestellten Personalstellen gebildet, andererseits aus Teilen der bisherigen MLF (Gruppen Physik und Sedimentologie sowie Fachbereich Radiologie). Dank dieser grosszügigen Übereinkunft zwischen den beiden Institutionen verfügt somit die Umweltphysik über eine solide Basis zur Bewältigung der mit Riesenschritten auf sie zukommenden Aufgaben in Lehre und Forschung - doch darüber später.

1. WAS IST UMWELTPHYSIK?

Die Umweltphysik beschäftigt sich mit Fragestellungen im Zusammenhang mit dem Fluss von Energie und Materie in der Umwelt, d.h. *innerhalb* der klassischen Umweltsysteme WASSER, BODEN, LUFT und ÖKOSYSTEME, sowie *zwischen* diesen Systemen (Transferprozesse an den Grenzen). Das Wort *Physik* weist auf die spezielle *Methode* hin, quasi auf den Blickwinkel, unter dem die Probleme betrachtet werden. Der physikalische Blickwinkel ist primär induktiv: Ausgehend von experimentellen Beobachtungen über "physikalische Objekte" (das sind wohldefinierte, daher auch idealisierte Objekte wie atomare oder makroskopische Teilchen, physikalische Felder wie das elektromagnetische oder

das Schwerfeld, Wellen aller Art und ähnliches) werden Theorien entwickelt, welche über die ursprünglichen Beobachtungen hinaus Beziehungen zwischen diesen Objekten beschreiben können. Diese Theorien werden mit Hilfe der mathematischen Sprache formuliert, stellen also wiederum eine Idealisierung (eine vereinfachende Formalisierung) der Wirklichkeit dar. Um mit Markus Fierz [1] zu sprechen: "Eine Theorie ist ein mathematischer Formalismus nebst einem Kommentar, der aussagt, was für physikalische Dinge oder Begriffe die mathematischen Zeichen bedeuten sollen."

Überspitzt könnte man also sagen, die Physik beschäftigt sich mit der formalisierbaren Natur - und dies wird der Physik ja auch oft vorgeworfen, obschon dieser Vorwurf eigentlich nicht der physikalischen Methode, sondern deren falscher Anwendung betrifft bzw. auf jenes klassische, von Newton und Descartes begründete physikalische Weltbild zielt, das vor bald hundert Jahren mit den Anfängen der Quantenphysik von den Physikern über Bord geworfen worden ist. Tatsächlich gründete das Naturverständnis von Descartes auf der Unterscheidung zwischen dem Bereich des Geistes (*res cogitans*) und dem Bereich der Materie (*res extensa*). Für Descartes war das materielle Universum Gegenstand der physikalischen Forschung, eine Maschine, welche nach rein mechanischen Gesetzen funktioniert, bei welcher die Frage nach dem Sinn, nach Leben oder Spiritualität völlig fehl am Platz war. Die Naturwissenschaften (und das war damals vor allem die Physik) beschäftigen sich somit mit der *res extensa* und überlassen die *res cogitans* den Geisteswissenschaften.

Das mechanische Bild der Natur, die Newtonsche Weltmaschine, wie Capra [2] sie nennt, wurde aber zur Jahrhundertwende durch die Entdeckung der Quanten und der damit verbundenen neuen Logik, der Quantenlogik, jäh vom Thron gestossen. In der Quantentheorie haben individuelle Ereignisse, z.B. der Zerfall eines C-14 Kerns, nicht eine genau definierte Einzelursache. Wir können gleichsam nur das statistische Verhalten einer Gesamtheit von quantenphysikalischen Objekten (Kerne, Elektronen etc.) vor-

ausagen. Wie Capra formuliert: "Während in der klassischen Mechanik die Eigenschaften und das Verhalten der Teile das Ganze bestimmen, ist die Lage in der Quantenmechanik umgekehrt: Es ist das Ganze, das das Verhalten der Teile bestimmt." Eine Konsequenz dieser neuen Physik besteht in der Feststellung, dass die Quantentheorie keine mechanische Struktur hat, woraus David Bohm [3] einen Vergleich zwischen Quantenvorgängen und Denkvorgängen zieht und damit zu einem Schluss kommt, der 20 Jahre früher schon James Jeans gezogen hat: "...das Universum beginnt, mehr wie ein grosser Gedanke denn wie eine grosse Maschine auszusehen" [4].

Wenn wir dieses moderne Bild der Physik vor Augen haben, so erhält der erste Teil in der Bezeichnung der neuen Fachabteilung, *Umwelt-*, in Verbindung mit *Physik* eine ganz andere Bedeutung. Es sind zwei Aspekte, welche ich herausstellen möchte:

a) Alle Prozesse, welche sich in der Umwelt, insbesondere auch in Ökosystemen bzw. in einzelnen Organismen abspielen, stehen - unter anderem - auch unter dem Diktat der Gesetze der Physik. Das heisst, klassische Prinzipien wie Energie- und Impulssatz sind dort genau so gültig, so wie etwa die Gesetze der Thermodynamik Anwendung finden bei der Frage, welche chemischen Umwandlungsprozesse im Prinzip in Organismen stattfinden *könnten*. Der Umweltphysiker beschäftigt sich somit mit dieser einen Randbedingung natürlicher Vorgänge und beschreibt sie mit der ihm eigenen Sprache, mit der Mathematik.

b) Die Auseinandersetzung mit der neuen Logik der Physik hat Impulse geliefert für die Erfassung des Systemcharakters natürlicher Systeme. Dabei sind vollkommen neue Theorien entstanden, welche auch für die Geistes- und Sozialwissenschaften Bedeutung gewonnen haben, etwa die Theorie der nichtreversiblen Thermodynamik, das Prinzip der schwachen Kausalität und des Chaos bis hin zur Theorie der Fraktale, welche der Morphologie, der Berücksichtigung der Gestalt in der Physik, einen neuen Platz gegeben hat, nachdem die Gestalt vorher lange in den Bereich der *res cogitans*

physique des sols. Utilisant des techniques expérimentales spécifiques, divers instituts ont abordé, dans une mesure croissante au cours des dernières années, des problèmes relevant de la physique de l'environnement: par exemple, le professeur Wölflli de l'Institut de physique de l'énergie moyenne, ou le professeur Siegmann de l'Institut de physique des solides, ou le professeur Oeschger de l'Université de Berne qui a créé un vrai institut de physique de l'environnement, même si cette appellation n'est pas utilisée. Le nouveau département de l'EPFZ/EAWAG s'inscrit donc sciemment dans ces structures existantes. Les travaux déjà réalisés et les personnes concernées joueront un rôle prépondérant dans la définition des tâches à venir.

2. PERSONNES ET STRUCTURE

Le département de Physique de l'environnement est dirigé par *Dieter Imboden* (remplaçant *Jürg Beer*). Il assure également l'encadrement des candidats au doctorat. En ce qui concerne la mission pédagogique, et en particulier les travaux pratiques intégrés du programme d'étude "Sciences naturelles de l'environnement", il sera assisté par *Marcel Fischer*. A vrai dire, le vaste programme d'enseignement (voir ci-dessous) sera également pris en charge par d'autres collaborateurs. Le poste de secrétaire du département est encore vacant. Par ailleurs, le département se subdivise en quatre groupes:

Traceurs radioactifs et chimiques

Direction: *Jürg Beer*

Ce groupe reprend principalement les activités de l'ancien département de Radiologie (*Silvia Bollhalder, Klaus Farrenkothen, Bruce Honeyman, Alfred Lück, Erich Wieland*). La mise en place de la section "Traceurs chimiques" revient à *Markus Hofer*.

Physique aquatique

Direction: *A. (Johny) Wuest*, à partir du 1.12.1988.

Ce groupe appartenait auparavant au MLF. Malgré ses nouvelles attributions, il restera localisé à Kastanienbaum. En font partie: *Michael Schurter, David van Senden* et les candidats au doctorat *Basil Stotz* et *Jürg Schlatter*.

Constructions de modèles mathématiques

Direction: *Claudia Pahl-Wostl*, à partir du 1.10.1988.

Ce groupe accentue les efforts entrepris jusqu'à présent par la physique dans le domaine de la modélisation; il collaborera intensivement avec d'autres départements de l'EAWAG. Outre sa directrice, il comprend actuellement le candidat au doctorat *Markus Ulrich*.

Sédimentologie

Direction: *Michael Sturm*

Ce groupe appartenait auparavant au MLF. Collaborateurs: *Alois Zwyszig* et *Christoph Siegenthaler*. En outre, divers nouveaux candidats au doctorat s'adjoindront au département au cours de l'automne et de l'hiver.

3. PROGRAMME DE RECHERCHE

La suite de cet article présente les axes de recherche des différents groupes. A vrai dire, l'attribution des projets est plutôt artificielle dans certains cas, car les questions relatives à la physique de l'environnement se recoupent souvent ou se retrouvent dans d'autres disciplines.

Traceurs radioactifs et chimiques

- Analyse du transport de matières dans l'atmosphère et l'hydrosphère, en particulier via les précipitation, le dépôt et la sédimentation des particules dans la glace et les lacs, au moyen de traceurs radioactifs tels que ^7B , ^{10}Be , ^{14}C , ^{26}Al , ^{36}Cl , ^{137}Cs , ^{210}Pb , etc.
- Détermination de la production in situ de radio-isotopes, dans la perspective de leur utilisation pour la datation de phénomènes et l'étude de l'histoire climatique.
- Reconstruction de l'histoire de l'activité solaire (cycle de 11 ans, etc.) par la mesure de ^{10}Be et de ^{36}Cl dans la glace; comparaison des productions de ^{10}Be et de ^{14}C et -s'y rapportant- des modifications de grande échelle des transports géosphériques.
- Reconstruction de l'histoire du champ magnétique terrestre par l'observation de ^{10}Be et de ^{26}Al dans la glace et les sédiments.
- Traceurs chimiques: mise au point des méthodes d'analyse pour la mesure de SF_6 et d'autres éléments en traces (hydrocarbures chlorés, solvants organiques) et pour l'étude de

processus de mélanges dans l'eau et l'atmosphère par le biais de répartitions artificielles et naturelles de traceurs.

(La mesure des radio-isotopes plus exotiques (Be , ^{26}Al , ^{36}Cl) s'effectuera en collaboration avec l'Institut de physique de l'énergie moyenne de l'EPFZ).

Physique aquatique

- Analyse de courants et de mélanges dans les lacs, surtout en eaux profondes. Elaboration de méthodes de mesure et de modèles mathématiques pour la description des processus de mélange; application aux problèmes pratiques, tels que l'assainissement des lacs et l'utilisation des eaux pour la production et le stockage d'énergie.
- Application de traceurs radioactifs et chimiques dans des systèmes aquatiques pour l'analyse de processus physiques.
- Interaction hydrosphère-atmosphère (bilan thermique des eaux, échanges gazeux).
- Formation, transport et dépôt de particules dans les lacs (cf. sédimentologie).
- Eutrophisation des lacs, assainissement par des mesures externes et internes, établissement de bilans de matières pour les nutriments et autres substances.
- Problèmes physiques lors de processus d'aération ou de mélange artificiel dans les lacs; mise au point d'un modèle pour les bulles de gaz (avec le concours de l'Institut d'hydrodynamique de l'EPFZ).

Construction de modèles mathématiques

- Elaboration de concepts fédéraux pour la description d'écosystèmes (aquatiques), dans le but d'évaluer l'action de substances chimiques (toxiques) sur les écosystèmes (collaboration avec l'écotoxicologie).
- Analyse et description mathématique de l'interaction entre processus physiques et biologiques dans les systèmes aquatiques, en particulier de l'influence du mélange vertical dans les lacs sur la sélection et la production de plancton.
- Mise au point de modèles simples pour le praticien afin de déterminer l'évolution de liaisons organiques dans les systèmes aquatiques.

Sédimentologie

- Dynamique particulière dans les lacs

verbannt worden war. Damit besitzt die Physik einen wichtigen Stellenwert innerhalb der allgemeinen Naturwissenschaft als *eine von mehreren Methoden* zur Beobachtung und Beschreibung der Natur im weitesten Sinne.

Wenn auch der neue Lehrstuhl an der ETHZ der erste dieses Namens in der Schweiz ist (und meines Wissens nach Heidelberg der zweite in Europa), so findet umweltphysikalische Forschung tatsächlich an manchen Hochschulen schon seit langem statt, insbesondere auch an der ETH in Form von Atmosphärenphysik, Geophysik und Bodenphysik. Basierend auf speziellen experimentellen Techniken haben ferner verschiedene Physik Institute in den letzten Jahren zunehmend auch umweltphysikalische Fragestellungen behandelt, so etwa das Institut für Mittelenergiephysik unter Prof. Wölfli oder das Institut für Festkörperphysik unter Prof. Siegmann, und sich dabei - sowie etwa im Fall des Institutes von Prof. Oeschger an der Universität Bern - in umweltphysikalische Institute im eigentlichen Sinne verwandelt, auch wenn dieser Name nicht verwendet wird. Die neu gegründete Umweltphysik der ETHZ/EAWAG stellt ihre eigenen Ziele daher ganz bewusst in diese bereits bestehenden Strukturen hinein. Dabei spielen die bisherigen Arbeiten und insbesondere die beteiligten Personen offensichtlich eine entscheidende Rolle bei der Formulierung der zukünftigen Arbeiten.

2. PERSONEN UND STRUKTUREN

Die Fachabteilung Umweltphysik wird von *Dieter Imboden* geleitet (Stellvertreter: *Jürg Beer*). Er trägt auch die Verantwortung für die Betreuung der Doktoranden. Für die Lehrverpflichtungen, insbesondere für das Integrierte Praktikum des Diplomstudienganges "Umweltnaturwissenschaften", steht ihm mit *Marcel Fischer* ein Assistent zur Verfügung. Allerdings sollen die umfangreichen Lehrverpflichtungen (siehe unten) auch von andern Mitarbeitern mitgetragen werden. Die Stelle des Abteilungssekretariates ist im Augenblick noch vakant. Im weiteren gliedert sich die Abteilung in die folgenden vier Fachgruppen:

Radioaktive und chemische Tracer

Leitung: *Jürg Beer*

Die Gruppe ist hauptsächlich aus dem ehemaligen Fachbereich Radiologie

hervorgegangen (*Silvia Bollhalder, Klaus Farrenkothen, Bruce Honeyman, Alfred Lück, Erich Wieland*). Der Aufbau des Zweiges "chemische Tracer" steht unter der Verantwortung von *Markus Hofer*.

Aquatische Physik

Leitung: *A. (Johny) Wüest*, ab 1.12.88
Die Gruppe war früher in der MLF integriert. Trotz ihrer neuen Zuteilung wird sie ihren Hauptstandort in Kastanienbaum beibehalten. Zur Gruppe gehören: *Michael Schurter, David van Senden, Gabriel Piepke* (ab 1.11.88) und als Doktoranden *Basil Stotz und Jürg Schlatter*.

Mathematische Modellierung

Leitung: *Claudia Pahl-Wostl*, ab 1.10.88
Die Gruppe verstärkt die bisherigen Bemühungen der Physik auf dem Gebiet der Modellierung; sie wird intensiv mit andern Abteilungen der EAWAG zusammenarbeiten. Im Augenblick gehört ihr neben der Leiterin der Doktorand *Markus Ulrich* an.

Sedimentologie

Leitung: *Michael Sturm*
Die Gruppe war früher in der MLF integriert. Zur Gruppe gehören: *Alois Zwysig, Christoph Siegenthaler*.

Im Herbst und Winter werden ferner verschiedene neue Doktoranden ihre Arbeit aufnehmen.

3. FORSCHUNGSPROGRAMM

Im folgenden werden die Schwerpunkte in der Forschung der einzelnen Gruppen skizziert. Diese beruhen auf Angaben der einzelnen Fachgruppenleiter. Allerdings ist die Zuordnung der Vorhaben zu einzelnen Fachgruppen in gewissen Fällen eher künstlich, da die Fragen innerhalb der Umweltphysik (und auch mit andern Disziplinen) oft überlappen.

Radioaktive und chemische Tracer (Tracer=Spurenstoff, Stoff zum "Aufspüren")

- Untersuchung von Stofftransport in Atmosphäre und Hydrosphäre, insbesondere via Niederschlag und Partikeldeposition bzw. -sedimentation im Eis und in Seesedimenten, mittels radioaktiver Tracer wie ^7Be , ^{10}Be , ^{14}C , ^{26}Al , ^{36}Cl , ^{137}Cs , ^{210}Pb , und andere.
- Bestimmung der *in situ* Produktion

von Radioisotopen im Hinblick auf die Verwendung der Isotope für die Datierung von Ereignissen und für das Studium der Klimageschichte

- Rekonstruktion der Geschichte der Sonnenaktivität (11-Jahres-Zyklus, Maunder Minima u.a.) durch Messung von ^{10}Be und ^{36}Cl in Eis; Vergleich von ^{10}Be / ^{14}C Produktion und damit verbundener grossräumiger Veränderungen von geosphärischen Transporten
- Rekonstruktion der Geschichte des Erdmagnetfeldes anhand von ^{10}Be und ^{26}Al in Eis und Sediment.
- Chemische Tracer: Aufbau der Analytik für die Messung von SF_6 und anderer Spurenstoffen (Chlorkohlenwasserstoffe, organische Lösungsmittel) für das Studium von Mischungsprozessen im Wasser und in der Atmosphäre via künstliche oder natürliche Tracerverteilungen

Die Messung der exotischeren Radioisotope (^{10}Be , ^{26}Al , ^{36}Cl) erfolgt in Zusammenarbeit mit dem Institut für Mittelenergiephysik der ETHZ.

Aquatische Physik

- Untersuchung von Strömungs- und Mischungsprozessen in Seen, speziell im Tiefenwasser. Entwicklung von Messmethoden und von mathematischen Modellen zur Beschreibung der Mischung; Anwendung auf praxisbezogene Fragestellung wie interne Seesanierung und Gewässernutzung für Energieerzeugung bzw. -speicherung.
- Anwendung von radioaktiven und chemischen Tracer in aquatischen Systemen für die Untersuchung von physikalischen Vorgängen
- Interaktion Hydrosphäre-Atmosphäre (Wärmehaushalt von Gewässern, Gasaustausch)
- Bildung, Transport und Ablagerung von Partikeln in Seen (vgl. auch Sedimentologie)
- See-Eutrophierung, See-Sanierung durch externe und interne Massnahmen, Aufstellen von Stoffbilanzen für Nährstoffe und andere Substanzen
- Physikalische Probleme bei der künstlichen Mischung bzw. Belüftung von Seen; Entwicklung eines Blasenmodells (in Zusammenarbeit mit dem Institut für Hydrodynamik der ETHZ)

(exemples: lacs de Zurich, d'Uri, de Constance et de Sempach), dégradation et modification de substances en suspension dans la colonne d'eau.

Empreintes de l'environnement dans les sédiments des lacs et des cours d'eau:

- Analyse des empreintes indiquant les modifications anthropogènes apportées au bassin du lac ou du cours d'eau (nutriments, métaux, radio-isotopes, érosion) durant les cent dernières années, ainsi que les changements climatiques intervenus au cours des 14 000 dernières années. Etude concrète: évaluation de la fréquence des crues d'après les dépôts sédimentaires dans le lac d'Uri.
- Processus de dépôt de particules entraînant des manques d'homogénéité dans la structure sédimentaire, en particulier dans la perspective de l'interprétation des contaminations de sédiments par suite d'accidents ou de pollution chronique.

4. ENSEIGNEMENT

La chaire de physique de l'environnement implique des tâches pédagogiques dans différents départements. Ces tâches seront remplies en premier lieu par le titulaire de la chaire, mais aussi à l'avenir par d'autres collaborateurs chargés de cours.

Au premier rang figure bien sûr la nouvelle filière d'étude B1 Sciences naturelles de l'environnement du département des Sciences naturelles (plus tard département des Sciences de l'environnement). Dans le programme de base, la physique de l'environnement - en collaboration avec Andreas Fischlin - assure l'analyse des systèmes I et II et par ailleurs une partie des travaux pratiques de base intégrés III (thème: physique générale). Pour les cours susnommés il s'agit de choisir des expériences physiques particulièrement révélatrices de processus intervenant dans l'environnement et de compléter les tests existants par des expériences axées sur la pratique. Par exemple, les essais sur la désintégration radioactive doivent être combinés avec la mise en évidence de radioactivité naturelle sous la forme du gaz rare radon-222, afin d'éveiller la compréhension de la réalité du rayonnement radioactif au delà du laboratoire de physique.

Dans le programme spécifique - encore à l'étude -, le département de Physique de l'environnement s'intéressera avant tout

à la combinaison de la physique avec l'hydrosphère et devra proposer quelques nouveaux cours magistraux. Ces cours sont d'ailleurs aussi prévus pour la filière réorganisée B4 (Physique de l'environnement). Cette réorganisation comprend notamment l'intégration de la physique aquatique; auparavant, le programme portait essentiellement sur les options "géophysique" et "physique atmosphérique".

Outre les cours assurés auprès du département des sciences de l'environnement, la Physique de l'environnement aura d'autres engagements dans d'autres départements, où elle se chargera de cours existant depuis longtemps: le cours "Technique et environnement", par exemple, proposé dans le cadre du programme "Homme-Technique-Environnement" auprès du département d'Electrotechnique (avec le concours de la biochimiste Joan Davis, également collaboratrice à l'EAWAG) ou encore - avec Willi Gujer - un cours magistral sur la construction de modèles mathématiques dans le cadre de la formation post-diplôme "Génie sanitaire et protection des eaux".

5. PERSPECTIVES

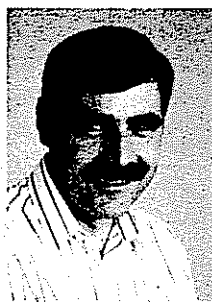
Il va sans dire que la liste des projets et des engagements est longue, peut-être trop

longue pour un domaine qui doit encore s'établir à l'intérieur des structures existantes et qui est porté par de jeunes scientifiques encore à la recherche de leur voie. Le danger est donc grand de ne parer qu'au plus urgent, de réagir au lieu d'agir. Pourtant, au delà du programme fixé, j'accorde une importance considérable à la capacité d'innover, de faire face à l'imprévisible et à tout ce qu'il faut lire entre les lignes de cet article. Parmi ces surprises figurent l'interaction avec les étudiants (qui, souhaitons-le, se révélera fructueuse de part et d'autre), la collaboration avec d'autres départements, avec ceux du *res cogitans* et ceux du *res extensa*, et, bien entendu, l'inconnu. Il est bon de posséder une carte lorsque l'on voyage, mais les décisions prises en fonction de la carte ne doivent pas empêcher le voyageur confronté à la réalité de quitter l'itinéraire prévu et de suivre un meilleur chemin, plus intéressant et plus important.

- [1] Fierz, Markus: Zur physikalischen Erkenntnis; In: Naturwissenschaften und Geschichte, Birkhäuser, Basel, 1988, 228 p.
- [2] Capra, Fritjof: Wendezeit - Bausteine für ein neues Weltbild, Scherz, Bern, 1983.
- [3] Bohm, David: Quantum Theory, New York, 1951.
- [4] Jeans, James: The Mysterious Universe, New York, 1930.

DIETER IMBODEN, DIRECTEUR DU NOUVEAU DÉPARTEMENT DE PHYSIQUE DE L'ENVIRONNEMENT, PROFESSEUR DE PHYSIQUE DE L'ENVIRONNEMENT DE L'EPFZ

Après ses études à Berlin et Bâle, Dieter Imboden obtint sa thèse de doctorat en physique théorique chez le Professeur Baltensperger et fit son entrée à la EAWAG la même année. De 1973-1974 il se familiarisa avec l'emploi de traceurs pour l'observation des processus physiques dans les systèmes aquatiques auprès du Professeur Harmon Craig aux USA. A son retour en 1974, il fut élu membre de la direction du département Recherche limnologique multidisciplinaire/Sciences de la Terre, MLF (qui changeait par roulement de deux ans entre 3 scientifiques). Ses travaux sur le processus du mélange



dans les lacs, ses modèles mathématiques des systèmes aquatiques, ainsi que ses contributions scientifiques sur l'assainissement des lacs, le rendent mondialement connu. Il innova des cours sur la physique de l'environnement et se charge des cours dans le cadre "Homme-Technique-Environnement" destinés aux étudiants en génie civil.

Il contribue également de manière significative, au développement du nouveau cours des sciences de l'environnement à la EPFZ.



La EAWAG félicite son collaborateur de son honorable nomination comme professeur de physique de l'environnement.

Mathematische Modellierung

- Entwicklung von allgemeinen Konzepten zur Beschreibung (aquatischer) Ökosysteme mit dem Ziel, die Wirkung chemischer (toxischer) Substanzen auf Ökosysteme zu beurteilen (Zusammenarbeit mit Ökotoxikologie)
- Untersuchung und mathematische Beschreibung der Wechselwirkung zwischen physikalischen und biologischen Prozessen in aquatischen Systemen, insbesondere des Einflusses der vertikalen Mischung in Seen auf Selektion und Produktivität von Plankton
- Entwicklung einfacher Modellkonzepte für den Praktiker zur Evaluation des Schicksals von künstlichen organischen Verbindungen in aquatischen Systemen.

Sedimentologie

- Partikeldynamik in Seen (Beispiele: Zürich-, Urner-, Boden-, Sempachersee), Abbau und Veränderung von Schwebstoffen in der Wassersäule.
- Umweltsignale in See- und Fluss-Sedimenten: Untersuchung von Signalen, die als Folge der anthropogenen Veränderungen im Einzugsgebiet der Gewässer (Nährstoffe; Metalle; Radioisotope; Erosion) während der letzten ca. 100 Jahren entstanden sind, sowie Signale der klimatischen Veränderungen während ca. der letzten 14'000 Jahren. Konkrete Studie: Evaluation von Hochwasserhäufigkeiten aufgrund von Ablagerungen in den Sedimenten des Urnersees.

- Prozesse der Partikelverteilung, welche zu Inhomogenitäten in der Sedimentablagerung führen, insbesondere auch im Hinblick auf die Interpretation von Sedimentkontamination aufgrund von Unfällen bzw. chronischer Gewässerverschmutzung.

4. LEHRE

Der Lehrstuhl für Umweltphysik hat an verschiedenen Abteilungen der ETHZ Lehrverpflichtungen; diese werden in erster Linie vom Lehrstuhlinhaber, aber zukünftig in vermehrtem Masse in Form von Lehraufträgen auch von andern Mitarbeitern übernommen.

An erster Stelle steht natürlich der neugeschaffene Studiengang B1 Umweltwissenschaften der Abteilung für Naturwissenschaften (später Abteilung für Umweltwissenschaften). Im Grundstudium betreut die Umweltphysik - zusammen mit Andreas Fischlin - die Systemanalyse I und II, ferner einen Teil des Integrierten Grundpraktikums III (Thema: Allgemeine Physik). Beim Praktikum geht es darum, physikalische Experimente auszuwählen, welche besonders relevant für Prozesse in der Umwelt sind, und die bestehenden Versuche durch praxisbezogene Experimente zu ergänzen. Beispielsweise soll der Versuch über den radioaktiven Zerfall mit dem Nachweis natürlicher Umweltradioaktivität in Form des radioaktiven Edelgases Radon-222 kombiniert werden und damit das Verständnis für die Wirklichkeit der radioaktiven Strahlung über das Physiklabor hinaus geweckt werden.

Im Fachstudium - es steht noch in der

Planung - wird die Umweltphysik in erster Linie die Kombination der Physik mit der Hydrosphäre betreuen und dort einige neue Vorlesungen anbieten müssen. Diese Vorlesungen sind allerdings auch bereits für den reorganisierten Studiengang B4 (Umweltphysik) vorgesehen. Bei dieser Reorganisation ging es unter anderem um die Integration der aquatischen Physik; vorher bestand der Studienplan vor allem aus den Optionen Geophysik und Atmosphärenphysik. Neben den Lehrverpflichtungen gegenüber der Abteilung für Umweltwissenschaften wird die Umweltphysik auch in andern Abteilungen engagiert sein und dort insbesondere bereits seit längerem bestehende Vorlesungen weiterbetreuen, so etwa an der Abteilung für Elektrotechnik die im Rahmen "Mensch-Technik-Umwelt" angebotene Vorlesung "Technik und Umwelt" (zusammen mit Joan Davis) oder - gemeinsam mit Willi Gujer - eine Vorlesung im Rahmen des Nachdiplomstudiums "Siedlungswasserbau und Gewässerschutz" über mathematische Modellierung.

5. AUSBLICK

Kein Zweifel, die Liste der Vorhaben und Pflichten ist lang, vielleicht zu lang für ein Gebiet, das sich zuerst noch innerhalb der gewachsenen Strukturen etablieren muss und aus einigen jungen Wissenschaftlern besteht, die Zeit haben sollen, ihren Weg (auch über ein paar Umwege hinweg) zu finden. Da ist die Gefahr gross, immer nur das Dringendste anzupacken, zu reagieren anstatt zu agieren. Dabei erachte ich doch das Bereitsein für Neues, das Nichtplanbare, das zwischen den Zeilen dieses Artikels Stehende als mindestens ebenso wichtig wie das formulierte Programm. Zu diesen Ueberraschungen gehören die Interaktion mit den Studenten (die hoffentlich beide Seiten verändert), die Zusammenarbeit mit andern Disziplinen, mit denjenigen der *res extensa* und der *res cogitans*, und - eben als Überraschung - mit dem Unbekannten. Es ist gut, beim Reisen eine Karte zu haben, aber die aufgrund der Karte gefassten Entscheide sollen einen nicht davon abhalten, bei der Konfrontation mit der Wirklichkeit vom geplanten Weg abzuweichen und dem besseren, interessanteren und wichtigeren Pfad zu folgen.

DIETER IMBODEN, LEITER DER NEUEN ABTEILUNG UMWELTPHYSIK, PROFESSOR FÜR UMWELTPHYSIK AN DER ETHZ

Nach Studien in Berlin und Basel disziplinierte Dieter Imboden bei Prof. Baltensperger in theoretischer Physik und trat im gleichen Jahr der EAWAG bei. 1973-74 machte er sich beim bekannten Ozeanographen und Geochemiker, Prof. Harmon Craig, mit dem Gebrauch von Spurenstoffen zur Beobachtung physikalischer Prozesse in aquatischen Systemen vertraut. Bei seiner Rückkehr wurde er in die rotierende Abteilungsleitung der MLF gewählt. Seine Arbeiten zu Mischungsprozessen in Seen, mathematischer Modellierung von aquatischen Systeme-

men, sowie seinen wissenschaftlichen Beiträgen zur Seerestaurierung machten ihn international bekannt. Er entwickelte Kurse in Umweltphysik und ist verantwortlich für die im Rahmen "Mensch-Technik-Umwelt" angebotene Vorlesung "Technik und Umwelt" für Ingenieurstudenten. Er ist ebenfalls wesentlich mitbeteiligt an der Entwicklung des neuen Studienganges für Umweltwissenschaften an der ETH.

Die EAWAG gratuliert ihrem Mitarbeiter zur ehrenvollen Wahl zum Professor der Umweltphysik.

UN EXEMPLE DE COLLABORATION INTERDISCIPLINAIRE:

LE TRAVAIL DE DIPLÔME DU COURS DE 3^e CYCLE

LA VALLÉE DE LA GLATT INFÉRIEURE EN CAS DE NIVEAU MOYEN DES EAUX SOUTERRAINES

Stefan Haderlein (participant au cours de 3^e cycle en génie sanitaire et protection des eaux)

1. INTRODUCTION

19 participants de la 8^{ème} session de post-formation (NDS) en génie sanitaire et protection des eaux ont achevé leur formation mi-juillet. Composé d'ingénieurs et de scientifiques, ce groupe très hétérogène a participé, durant l'année écoulée, aux cours donnés par de nombreux enseignants de l'EAWAG et soumis à des examens dans 15 disciplines différentes. Afin d'approfondir la formation interdisciplinaire, un travail de recherche de plusieurs jours a marqué la fin de cette formation. Ce travail de recherche a été essentiellement axé sur la pratique; en autres termes, il s'agissait de résoudre une série de problèmes en un temps déterminé (quatre jours), à l'aide de documents et d'informations d'accès facile. Une situation telle qu'elle se présente fréquemment dans le service "Environnement" d'un bureau d'ingénieurs, lorsqu'il s'agit d'établir, par exemple, une expertise.

Le cours a été conçu et animé par les enseignants suivants: Dr E. Hoehn, Dr F. Stauffer, Dr W. Balderer, Prof. J. Hoigné, Prof. W. Stumm, PD Dr L. Sigg, Dr J. Zobrist, Dr K. Mechsner et Dr T. Egli.

Les participants étaient répartis en trois groupes autonomes composés de façon multidisciplinaire. Chaque groupe comprenait un ingénieur, un chimiste, un géologue et un biologiste, susceptibles d'intervenir comme "experts" au sein du groupe, pour résoudre certains problèmes spécifiques.

Cette année, le programme du projet de était le suivant:

- 1^{er} jour: Brève introduction par les enseignants
Visite des installations et du site
- 2^{ème} & 3^{ème} jour: Travail en groupes
- 4^{ème} jour: Mise en commun des rapports, présentation et discussion en plénum

2. EXPOSÉ DU PROBLÈME

L'approvisionnement en eau potable de la ville de Bülach s'effectue essentiellement par l'intermédiaire de la station de pompage de Herrenwis, dans la vallée de la Glatt. Le puits filtrant horizontal se situe à environ vingt mètres à l'est de la Glatt (cf. fig. 1) et dispose de 24 conduites assurant l'acheminement quotidien de 3500 m³ d'eau sur le côté opposé de la Glatt. L'alimentation du réseau d'eau potable s'effectue sans le moindre traitement. Le travail consistait à évaluer la menace potentielle de cette réserve d'eau souterraine.

Dans un premier temps, il fallait analyser la situation hydrogéologique et hydraulique de la zone desservie par la station de pompage. A partir de ces connaissances, il s'agissait ensuite de simuler à l'aide de modèles numériques, le mode de transport des solvants organi-

ques et l'influence de l'éthylènediaminetétraacétate (EDTA) sur la mobilité des métaux lourds. La modification des conditions d'oxydo-réduction dans la zone d'infiltration par l'accroissement de la teneur en carbone bio-dégradable dans la Glatt constituait un autre problème à résoudre. A partir des connaissances acquises, il s'agissait de proposer des mesures techniques de traitement de l'eau potable en cas de contamination de la Glatt par des solvants organiques et pour des eaux souterraines anaérobies. Finalement, un modèle simplifié devait permettre d'évaluer numériquement l'élimination de micro-organismes lors de leur passage dans la couche d'eau souterraine.

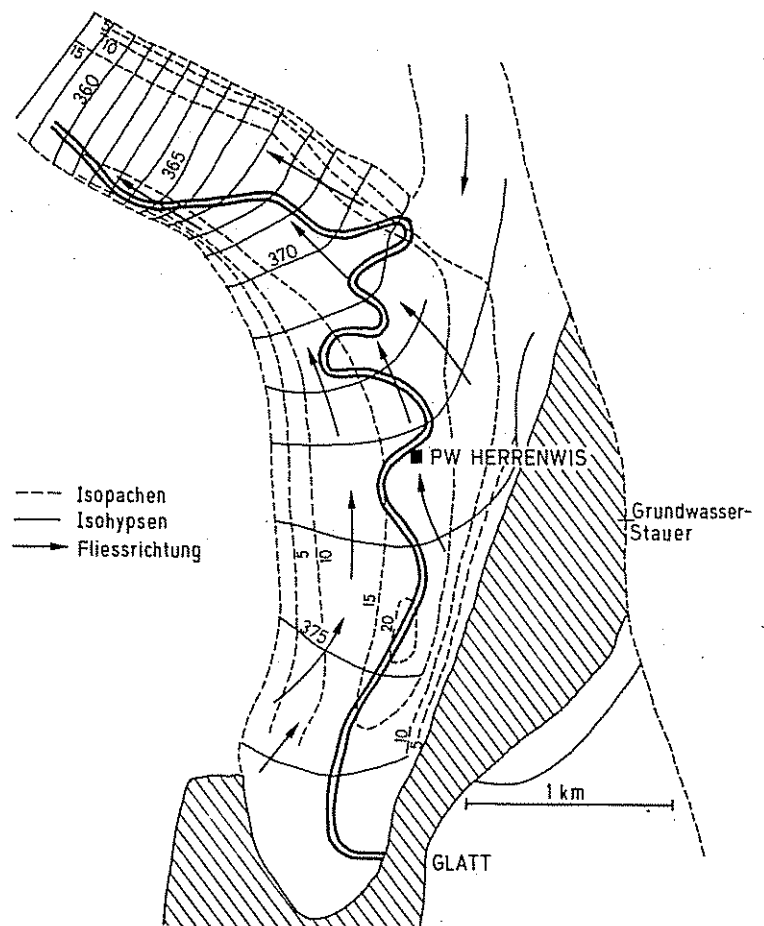


Fig. 1

Das untere Glattal bei mittlerem Grundwasserstand (4.2.74)

La vallée de la Glatt inférieure en cas de niveau moyen des eaux souterraines (4.2.74)

Grundwasserstauer

Aquitard

PW Pumpwerk

Station de pompage

Isopachen Linien gleicher

Courbes d'égale épaisseur du gîte aquifère

Grundwassermächtigkeit

Isohypsen Grundwasserhöhenlinie,

Isopièzes, courbes de niveau

Grundwassergleiche

d'eau de la nappe phréatique

DIE NDS-ABSCHLUSSARBEIT

ALS BEISPIEL FÜR INTERDISZIPLINÄRE ZUSAMMENARBEIT:

POTENTIELLE GEFÄHRDUNG EINER AUSGEWÄHLTEN GRUNDWASSER-FASSUNG IM GLATTAL

Stefan Haderlein (Absolvent des Nachdiplomstudiums Siedlungswasserbau und Gewässerschutz)

1. EINLEITUNG

Mitte Juli beendeten 19 Teilnehmer des 8. Nachdiplomstudiums in Siedlungswasserbau und Gewässerschutz ihre Ausbildung. Die aus Ingenieuren und Naturwissenschaftlern sehr heterogen zusammengesetzte Gruppe wurde im zurückliegenden Jahr mit dem geballten Wissen vieler an der EAWAG und im Institut für Hydromechanik und Wasserwirtschaft tätigen Dozenten konfrontiert und in 17 Einzeldisziplinen geprüft. Um ein interdisziplinäres Arbeiten zu schulen, wird jeweils eine mehrtägige Abschlussarbeit durchgeführt.

Das Konzept dieser Projekttagge ist sehr praxisnah ausgelegt, d.h. es soll in einem knapp bemessenen Zeitrahmen eine Fülle von Problemen anhand von leicht zugänglichen Unterlagen und Daten bearbeitet werden. Eine Situation, wie sie z.B. bei der Erstellung von Expertisen in der Umweltabteilung eines Ingenieurbüros oder einer Amtsstelle häufig auftreten dürfte.

Der Kurs wurde von folgenden Dozenten konzipiert und begleitet: *Dr. F. Stauffer, Dr. E. Hoehn, Dr. Balderer, Prof. J. Hoigné, Prof. W. Stumm, PD Dr. L. Sigg, Dr. J. Zobrist, Dr. K. Mechsner und Dr. T. Egli.*

Die Teilnehmer wurden in drei selbständig arbeitende Gruppen eingeteilt, wobei auf eine multidisziplinäre Besetzung geachtet wurde:

So waren in jeder Gruppe Ingenieure, Chemiker, Geologen und Biologen vertreten, die bei spezielleren Fragestellungen innerhalb der Gruppe als "Experten" fungierten.

Das Programm des diesjährigen Projektkurses in Stichworten:

1. Tag: Kurze Einführung in die Problemstellung durch die Dozenten.
Besichtigung des Arbeitsgebiets im Gelände
2. + 3. Tag: Projektarbeit in Gruppen
4. Tag: Zusammenstellung der Berichte, Präsentation und Diskussionen der Ergebnisse im Plenum.

2. PROBLEMSTELLUNG

Die Trinkwasserversorgung der Stadt Bülach erfolgt vorwiegend durch das Grundwasserpumpwerk Herrenwis im Glattal. Der Horizontalfilterbrunnen liegt etwa 20 Meter östlich der Glatt (siehe Fig. 1) und verfügt über insgesamt 24 Fassungsstränge, aus denen auf der glatt-abgewandten Seite täglich etwa 3500 m³ Wasser gefördert werden. Die Einspeisung ins Trinkwassernetz erfolgt ohne jegliche Aufbereitung.

Ziel des Kurses war die Beurteilung des Gefährdungspotentials dieser Grundwasserfassung.

In einem ersten Schritt wurden dabei die hydrogeologische Situation und die hydraulischen Verhältnisse im Einzugsbereich des Pumpwerks untersucht. Darauf aufbauend sollte mit Modellrechnungen das Transportverhalten von organischen Lösungsmitteln und der Einfluss von EDTA (Ethylendiamintetraacetat) auf die Mobilität von Schwermetallen abgeschätzt werden. Eine weitere Frage galt der Veränderung der Redoxverhältnisse auf der Infiltrationsstrecke durch eine Zunahme des biologisch abbaubaren Kohlenstoffgehalts in der Glatt.

Unter Berücksichtigung der gewonnenen Erkenntnisse sollten verfahrenstechnische Massnahmen zur Trinkwasseraufbereitung für den Fall einer Glattkontamination mit organischen Lösungsmitteln und für den Fall des Auftretens von anaerobem Grundwasser vorgeschlagen werden. Schliesslich war mit Hilfe einer vereinfachten Modellvorstellung die Elimination von Mikroorganismen bei der Durchströmung des Grundwasserleiters numerisch abzuschätzen.

3. ERGEBNISSE

In Gruppenarbeit wurde versucht, die dominierenden Prozesse rasch zu erkennen und ein Konzept zur Lösung aufzuzeigen. Die Ausarbeitung der Einzelprobleme und die Zusammenstellung der nötigen Daten wurde dann einzelnen Grup-

penmitgliedern oder Untergruppen übertragen.

Eine rationelle Bearbeitung der Fragen unter Zeitdruck war nur durch eine gut organisierte, gruppeninterne Arbeitsteilung und durch pragmatisches Vorgehen erreichbar.

Im Folgenden möchte ich einige ausgewählte Ergebnisse aus diesen Arbeitsgebiets vorstellen.

3A. HYDROGEOLOGIE UND HYDRAULIK

Die Grundwasserfassung Herrenwis liegt in einem Niederterrassenschotter am Gleithang eines Mäanders der Glatt. Sie erschliesst den Grundwasserstrom der Glatt, der in diesem Bereich eine Mächtigkeit von etwa 16 Metern aufweist. Im Untersuchungsgebiet (s. Fig. 1) infiltriert Glattwasser bei mittleren Verhältnissen durch einen ungesättigten Bereich von ca. 10 m ins Grundwasser. Die Infiltrationsraten pro Laufmeter werden in der Literatur mit 5.8 m³/d bzw. 7-15 m³/d angegeben.

Um die Gefährdung des Pumpwerkes durch eine Kontamination der Glatt abzuschätzen, muss der Anteil X vom Glattinfiltrat (Q_{Glatt}) an der geförderten Wassermenge (Q_{PW}) ermittelt werden:

$$X = Q_{\text{Glatt}} / Q_{\text{PW}}$$

Mit Hilfe einer Mischungsrechnung wurde versucht, diesen Infiltratanteil zu quantifizieren.

Für die Berechnung eignen sich nur konservative Stoffe, deren Konzentrationen in der Glatt, im Pumpwerk und im Zustrom des "echten" Grundwassers (Q_{GW}) bekannt sind. Da für Stoffe wie Natrium- oder Chloridionen keine ausreichenden Daten vorhanden waren, wurden die Beobachtungen aus einer Tritiumkontamination der Glatt ausgewertet. Im echten Grundwasser kann der Tritiumgehalt vernachlässigt werden. * Damit ergab sich ein Anteil von Glattinfiltrat von 30% am geförderten Grundwasser.

Das Resultat zeigt, dass das Pumpwerk Herrenwis durch alle potentiellen Emittenten im rückwärtigen Einzugsgebiet der Glatt gefährdet ist.

3. RÉSULTATS

Les groupes de travail ont essayé de dégager rapidement les processus dominants et d'élaborer de solutions. Le traitement de problèmes spécifiques et la recherche des informations nécessaires étaient alors confiés à des membres du groupe ou à des sous-groupes.

La recherche rationnelle d'une solution dans un très bref délai reposait sur une répartition bien organisée du travail à l'intérieur du groupe et sur une approche pragmatique.

Voici maintenant quelques résultats obtenus dans ces domaines de recherche.

3A. HYDROGÉOLOGIE ET HYDRAULIQUE

La réserve d'eau souterraine de Herrenwis se situe dans un cailloutis en gradins sur la rive d'alluvionnement d'un méandre de la Glatt (cf. fig. 1). Dans ce secteur, l'aquifère de la Glatt présente une épaisseur de 16 mètres. La zone non saturée a une épaisseur de 10 m environ. Les débits d'infiltration indiqués dans des ouvrages spécialisés s'élèvent à 5,8 m³/d ou 7-15 m³/d.

Pour déterminer la menace d'une contamination de la station de pompage par la Glatt, la part X que représente l'infiltrat de la Glatt (Q_{Glatt}) dans la quantité totale d'eau écoulée (Q_{PW}) doit être calculée:

$$X = Q_{\text{Glatt}} / Q_{\text{PW}}$$

Un calcul de mélange a permis d'essayer de quantifier la part de cet infiltrat. Cette opération ne peut se baser que sur des substances "constantes", dont la concentration est connue au niveau de la Glatt, de la station de pompage et de la "véritable" eau souterraine (Q_{GW}). Aucune information suffisante n'étant disponible sur des substances comme les ions sodium et chlorure, les observations ont été effectuées à partir d'une contamination de tritium. Dans les véritables eaux souterraines la teneur en tritium est négligeable. Ainsi il en résulte une part d'infiltration de 30 % de l'eau souterraine transportée.

Ce résultat montre que la station de pompage de Herrenwis est menacée par toutes les émissions potentielles dans la Glatt en amont de la station.

Pour affiner l'évaluation, nous avons dé-

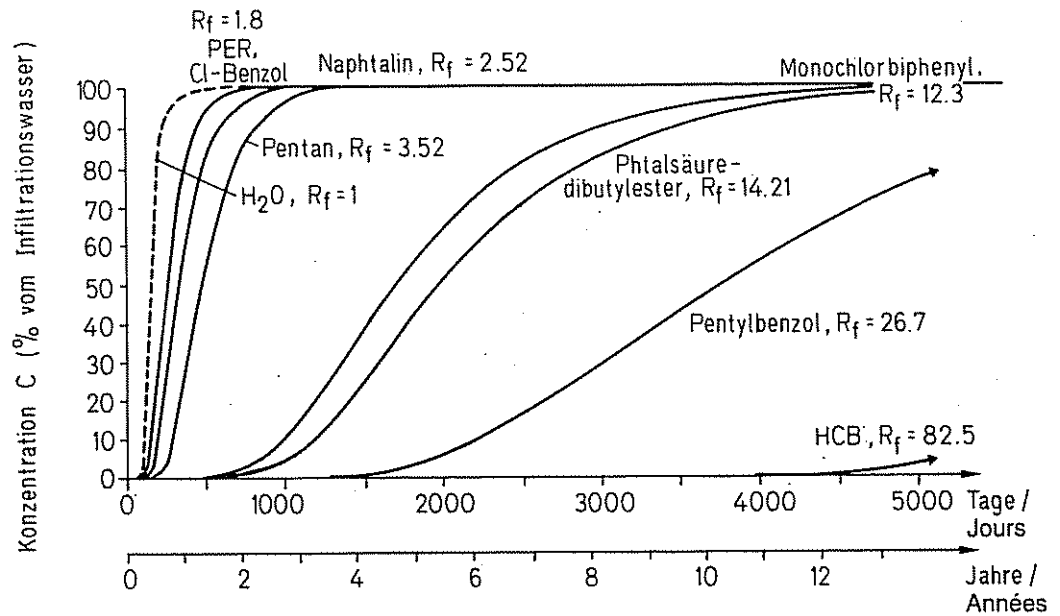


Fig. 2

Injection continue: temps d'infiltration caractéristique depuis la Glatt jusqu'à la station de pompage

Dauerpuls: typische Infiltrationszeit von der Glatt ins Pumpwerk.

terminé un schéma d'écoulement de l'eau d'infiltration depuis la Glatt jusque dans la réserve d'eau souterraine. Nous avons fixé le temps d'écoulement moyen à 140 jours, ce qui correspond à peu près aux écarts entre les maxima d'activité du tritium observés dans la Glatt et dans la station de pompage.

Des coupes de sondage ont permis de calculer le coefficient de perméabilité K ($2,6 \times 10^{-3}$ m/s) et la porosité (0,2). Grâce à ces indications, il est possible, en appliquant la loi de Darcy, d'évaluer la longueur caractéristique du trajet d'infiltration à 390 m. Le gradient hydraulique au niveau de la station de pompage a été interpolé d'après la carte hydrologique.

Le tuyau d'écoulement obtenu représente approximativement l'afflux moyen d'infiltrat dans le cas de conditions normales d'exploitation de la station de pompage. Comme le pompage ne s'effectue que par intermittence (environ 10 heures seulement de refoulement par jour), les conditions d'écoulement se révèlent en vérité beaucoup plus complexes et présentent même parfois des inversions périodiques du gradient.

3B. CHIMIODYNAMIQUE DES SUBSTANCES CHIMIQUES ORGANIQUES PRÉSENTES DANS L'ENVIRONNEMENT

Le transport dans les eaux souterraines a été simulé à l'aide d'un modèle unidimensionnel tenant compte de l'advection, de la dispersion et de la sorption.

Les coefficients de dispersivité ont été estimés à 1/10 du trajet d'écoulement. Les processus de sorption des liaisons réfractaires organiques dans les eaux souterraines peuvent être décrits dans un premier temps par le facteur de retard R_f , qui indique dans quelle mesure une substance Z a une vitesse inférieure à celle de l'eau.

$$R_f = \tau_z / \tau_{\text{H}_2\text{O}}$$

(τ = Temps d'écoulement en eau souterraine)

R_f peut être calculé à partir des propriétés du sol, comme la densité, la porosité et la teneur en composants principalement responsables de la sorption (ici, les substances organiques), et à partir des propriétés chimiques des substances à analyser (coefficients de répartition octanol/eau).

La fig. 2 présente les courbes calculées pour diverses substances organiques sur le trajet d'infiltration entre la Glatt et la station de pompage de Herrenwis lors d'une augmentation soudaine de concentration dans la Glatt (injection en échelon). Il est facile de constater les grandes différences de mobilité des substances chimiques organiques. Tandis que les solvants chlorés, représentés par le perchloréthylène (PER), parviennent très vite dans la station de pompage d'eau souterraine, les substances hydrophobes comme l'hexachlorobenzène (HCB) sont longtemps retenues dans la couche aquifère. Dans ce groupe, la longue durée d'écoulement met en évidence l'influence de la dispersion. La montée de concen-

Für eine genauere Beurteilung wurde ein für mittlere Verhältnisse typischer Fliessweg (Stromröhre) des Infiltrationswassers von der Glatt in die Grundwasserfassung bestimmt. Als mittlere Fliesszeit wählten wir 140 Tage, was etwa der Zeitverschiebung der beobachteten Aktivitätsmaxima von Tritium in der Glatt und im Pumpwerk entspricht.

Durch Auswertung von Bohrprofilen wurde ein Gebietsdurchlässigkeitsbeiwert von $K = 2.6 \times 10^{-3}$ m/s und eine Porosität von 0.2 ermittelt.

Mit diesen Angaben kann durch das Gesetz von Darcy die Länge der charakteristischen Infiltrationsstrecke zu 390 m berechnet werden. Das hydraulische Gefälle bei Pumpbetrieb wurde dabei aus der hydrologischen Karte interpoliert.

Die so ermittelte Stromröhre repräsentiert ungefähr den mittleren Infiltratfluss bei normalen Betriebsbedingungen des Pumpwerks. Durch den intermittierenden Pumpbetrieb (Förderung nur ca. 10 Stunden täglich) treten in der Realität jedoch wesentlich kompliziertere Strömungsverhältnisse mit z.T. periodischer Umkehrung des Gefälles auf.

3B) CHEMODYNAMIK ORGANISCHER UMWELTCHEMIKALIEN

Das Transportverhalten im Grundwasser wurde mit Hilfe eines eindimensionalen Transport-Sorptionsmodells unter Berücksichtigung von Advektion und Dispersion simuliert. Dabei wurden die Dispersionskoeffizienten näherungsweise zu 1/10 der Fliessstrecke angenommen.

Das Sorptionsverhalten von refraktären organischen Verbindungen im Grund-

wasser kann in erster Näherung durch das Konzept des Retentionsfaktors R_f beschrieben werden. Er gibt an, um wieviel langsamer ein Stoff Z im Vergleich zu Wasser transportiert wird.

$$R_f = \tau_z / \tau_{H_2O} \quad (\tau = \text{Fließzeit im Grundwasser})$$

R_f kann berechnet werden aus Bodeneigenschaften wie Dichte, Porosität, und Gehalt an der für die Sorption hauptverantwortlichen Komponente (hier: organ. Substanz) sowie aus den chemischen Eigenschaften der zu untersuchenden Substanzen (Oktanol/Wasser Verteilungskoeffizienten).

Fig. 2 zeigt berechnete Durchbruchkurven für verschiedene organ. Substanzen auf dem Infiltrationsweg von der Glatt zum Pumpwerk Herrenwis bei einer plötzlichen Konzentrationserhöhung in der Glatt (Dauerpuls). Deutlich erkennbar sind die grossen Unterschiede in der Mobilität der organischen Umweltchemikalien. Während chlororganische Lösungsmittel, repräsentiert durch Perchlorethylen (PER), sehr schnell in die Grundwasserfassung gelangen, werden hydrophobe Substanzen wie Hexachlorbenzol (HCB) extrem stark im Aquifer zurückgehalten. Bei dieser Gruppe ist durch die lange Fliesszeit der Einfluss der Dispersion gut zu erkennen. Der Verlauf des Konzentrationsanstiegs im Pumpwerk erfolgt viel flacher als bei den mobilen Substanzen.

Für die Abschätzung des Gefährdungspotentials ist es vorteilhaft, die Verhältnisse für den ungünstigsten Fall zu betrachten, d.h. für den Fall eines hohen Konzentrationspulses von organischen

Schadstoffen in der Glatt und gleichzeitigem Dauerpumpbetrieb infolge starken Wasserverbrauchs. Durch die Brunnenpiegelsenkung von ca. 40 cm über mehrere Tage ist dann infolge Umkehrung des hydraulischen Gefälles ein dauerhafter Zufluss von Infiltrationswasser auf dem kürzesten Weg zwischen Glatt und Pumpwerk (ca. 20 m) möglich.

Fig. 3 zeigt für den Fall einer Pulsbelastung den Konzentrationsverlauf ausgewählter organischer Stoffe 2 Tage nach dem Schadstoffpuls in der Glatt. Während man zu diesem Zeitpunkt für PER bereits mit einer maximalen Konzentration im Pumpwerk rechnen muss, wird Monochlorbiphenyl noch im Uferbereich zurückgehalten.

Aus diesen Überlegungen kann eine Entscheidungshilfe für die Auslegung und Projektierung von Trinkwasseraufbereitungsanlagen gewonnen werden.

So wurde von einer Gruppe zur Elimination von PER aus dem Pumpwasser eine Aufbereitungsanlage mit Aktivkohlefiltration dimensioniert.

4. SCHLUSSBEMERKUNG

Der Abschlussarbeit im NDS war es gelungen, die Studenten grosse Teile ihres erworbenen Wissens anwenden zu lassen. Durch die angewandte Fragestellung wurde trotz der hohen Arbeitsbelastung mit grosser Motivation gearbeitet. Dank der Gruppenarbeit und des kollegialen Verhältnisses zwischen Studenten und Dozenten trat der Prüfungscharakter angenehm in den Hintergrund. Die Studenten profitierten dabei nicht nur vom interdisziplinären Arbeitseinsatz, sondern sammelten auch Erfahrung bei der Prä-

sentation und Diskussion ihrer Ergebnisse vor einem kritischen Auditorium.

Die Integration weiterer Projektstage in den Stundenplan des NDS wäre aus meiner Sicht nur zu empfehlen.



Stefan Haderlein, géo-écologue diplômé de l'Université de Bayreuth; étudiant en thèse à la MLF à partir de l'automne.

Stefan Haderlein, dipl. Geoökologe (Universität Bayreuth), ab Herbst Doktorand in der MLF, Kastanienbaum

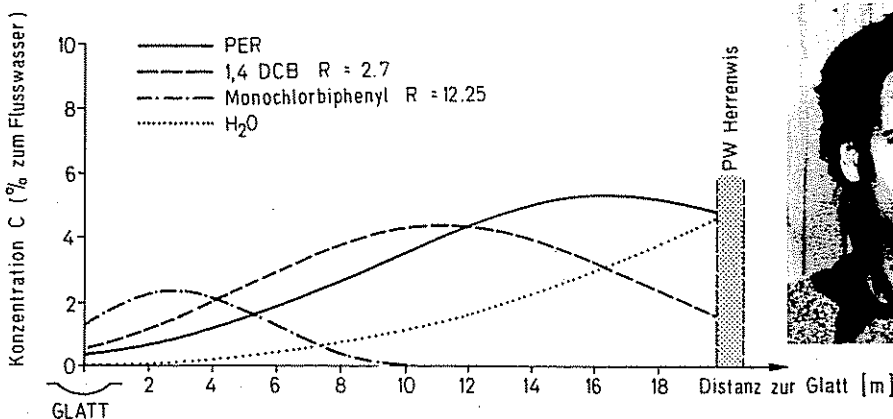


Fig. 3

Situation d'accident 48 heures après l'apparition de la pollution dans la Glatt: le trajet d'infiltration est supposé direct par suite d'un pompage en continu.

Unfallsituation: 48 Stunden nach der Puls-Belastung der Glatt: es wird von einem direkten Infiltrationsweg infolge Dauerpumpbetrieb ausgegangen.

tration dans la station de pompage suit une courbe beaucoup plus plate que pour les substances mobiles.

Afin d'évaluer les risques de contamination, il est préférable d'envisager le cas le plus défavorable, c'est-à-dire une forte poussée de concentration de substances toxiques organiques, accompagnée d'un pompage continu dû à une grande consommation d'eau. En raison d'un rabattement de 40 cm du niveau de l'eau dans le puits sur plusieurs jours, il est possible que l'on assiste à un afflux durable d'eau d'infiltration par le chemin le plus court entre la Glatt et la station de pompage (environ 20 m) à la suite de l'inversion du gradient hydraulique.

La fig. 3 présente, dans ce cas, l'évolution de la concentration de certaines substances organiques deux jours après l'afflux de polluants dans la Glatt. Tandis qu'à ce moment-là, la concentration de PER est à peu près maximale dans la station de pompage, le monochlorobiphényle est encore retenu au niveau des rives.

Ces considérations fournissent une aide précieuse dans la con-

ception d'installations de traitement des eaux. Ainsi, l'un des groupes a élaboré une installation de traitement équipée de filtres à charbon actif destinée à l'élimination de PER dans l'eau de pompage.

4. CONCLUSION

En guise de conclusion au NDS, ce projet permis aux étudiants d'appliquer une grande partie des connaissances acquises. En dépit du travail important, l'application pratique a suscité une forte motivation. Grâce au travail en groupes et aux bonnes relations entre étudiants et enseignants, le caractère probatoire de ce travail est passé à l'arrière-plan. Les étudiants ont tiré profit de l'engagement interdisciplinaire, d'une part, et acquis de l'expérience, d'autre part, lorsqu'il s'est agi de présenter et de discuter leurs résultats devant un auditoire critique.

A mon avis, l'intégration de ce type d'exercice dans le programme des études comme le NDS ne peut être qu'encouragée.

NEUES ÜBER DIE EAWAG UND IHRE MITARBEITER

NOUVELLES CONCERNANT L'EAWAG ET SES COLLABORATEURS

Hinschied von Dr. Ferdinand Zehender

Dr. Zehender starb im 80. Lebensjahr am 29. Juli 1988. Hr. Zehender wurde in den späteren 40er-Jahre als leitender Chemiker an die EAWAG berufen. Er war amtierender und stellvertretender Leiter der Abteilung Chemie der EAWAG bis 1973. Zahlreiche Publikationen über chemische Wasserqualität und über Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichte wurden von ihm verfasst. Sein Beitrag als Vorgesetzter zum guten Auskommen aller wurde von seinen Mitarbeitern sehr geschätzt.

Décès de M. Ferdinand Zehender

M. Zehender est décédé le 29 juillet 1988 dans sa 80^{ème} année. Entré à l'EAWAG à la fin des années 40 en qualité de chimiste en chef, il y a dirigé le département de chimie jusqu'en 1973. Il est l'auteur de nombreuses publications sur la qualité chimique de l'eau et l'équilibre chaux-acide carbonique. Sa bienveillance envers ses collaborateurs a toujours été appréciée.

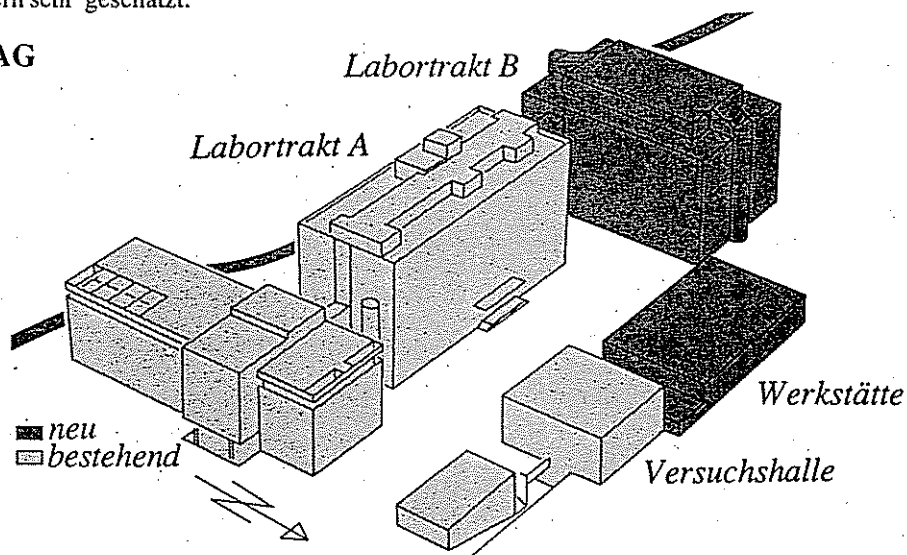
Pläne zur Erweiterung der EAWAG

Als 1970 die EAWAG den Status einer Annexanstalt erlangte, standen ihr in den neu bezogenen Räumlichkeiten ausreichende Arbeitsflächen zur Verfügung. In den vergangenen Jahren kamen folgende Aufgaben hinzu:

- ◊ Nachdiplomstudium in Siedlungswasserbau und Gewässerschutz im Rahmen des Lehrangebots der ETHZ,
- ◊ Erweiterung des Kursangebotes ausserhalb des Lehrbetriebes der ETHZ (Fortbildungskurse, Fachtagungen),
- ◊ Ausbau der multidisziplinären Forschung,
- ◊ Ausbau der Forschung in neuen Arbeitsgebieten (Interdependenz Wasser-Boden-Luft, technische Biologie, Umwelthygiene in Entwicklungsländern).

Die Anforderungen an die EAWAG in Forschung, Lehre und wissenschaftlicher Dienstleistung werden in Zukunft nicht zurückgehen, sondern im Gegenteil substantiell zunehmen.

Ein Ausbau drängt sich darum auf in allen



Die beiden geplanten Gebäude (Nutzfläche 5000 m², davon 1000 m² für ETHZ) sind in dunklerem Ton abgebildet.

Der hintere Neubau ist gleich hoch wie der Labortrakt A und wird ebenfalls Labors sowie Büros enthalten. Im zweistöckigen Gebäude wird sich unter anderem die an der Versuchshalle angebaute Werkstätte befinden.

Les deux bâtiments nouveaux du projet d'agrandissement de l'EAWAG (surface utilisable: 5000 m², dont 1000 m² pour l'EPFZ) sont tenu en trame foncée. Le bâtiment à l'arrière plan a la même hauteur que le bâtiment existant et contiendra aussi des laboratoires et quelques bureaux. Dans le bâtiment à deux étages au premier plan se situera l'atelier.

drei Gebieten:

- ◊ **Forschung:** Verstärkung in den Gebieten Verfahrenstechnik, Biotechnologie, Siedlungshydrologie, Abfallwirtschaft. Aufbau neuer Forschungsgruppen auf dem Gebiet der Ökotoxikologie und Atmosphärenchemie.
- ◊ **Lehre:** Mitwirkung personeller und materieller Art der EAWAG in Lehrveranstaltungen der ETHZ, insbesondere in den neuen Studiengängen "Umweltnaturwissenschaften" (120 Studenten im ersten Jahr, Praktika unter akuten Raumproblemen an der EAWAG), in den Nachdiplomstudien "Umwelttechnik" und "Siedlungswasserbau und Gewässerschutz".

- ◊ **Wissenschaftliche Dienstleistungen:** als Bindeglied zwischen Wissenschaft und Praxis wird die EAWAG in Zukunft vermehrt im Rahmen von "Beteiligungsverhältnissen" arbeiten und in gemeinsamen Projekten mit der Praxis eine wichtige Rolle im Wissenschafts-Transfer übernehmen.

Der Schweizerische Schulrat hat im April 1987 für diese Aufgaben insgesamt 20 zusätzliche Stellen für den Zeitraum bis 1991 beschlossen. Ein Teil dieser Stellen wird in Dübendorf angesiedelt werden, was wiederum zusätzlichen Raum beansprucht.

PUBLIKATIONEN DER EAWAG

Solange Vorrat sind Separata auf Anfrage bei der EAWAG erhältlich.

PUBLICATIONS DE L'EAWAG

Les publications peuvent être obtenues sur simple demande, jusqu'à épuisement du stock, à la bibliothèque de l'EAWAG.

1315

Bundi, U., Güttinger, H., Stumm, W.: Forschungspolitische Früherkennung im Gewässerschutz. (Expertise im Rahmen des Projektes "Forschungspolitische Früherkennung", welches der Schweiz. Wissenschaftsrat im Auftrag der Schweiz. Bundesrates seit 1984 durchführt), EAWAG, Dübendorf, Dez. 1987.

1316

Kuhn, E.P., Zeyer, J., Eicher, Petra, Schwarzenbach, R.P.: Anaerobic Degradation of Alkylated Benzenes in Denitrifying Laboratory Aquifer Columns. *Appl. & Environ. Microbiol.*, 54, 490-496 (1988).

1317

Leuenberger, C., Czuczwa, J., Heyerdahl, E., Giger, W.: Aliphatic and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Urban Rain, Snow and Fog. *Atmospheric Environ.* 22, 695-705, (1988)

1318

Huggenberger, P., Siegenthaler, C., Stauffer, F.: Grundwasserströmung in Schottern; Einfluss von Ablagerungsformen auf die Verteilung der Grundwasserfliessgeschwindigkeit. *Wasserwirtschaft*, 78, 205-212 (1988)

1319

Hamer, G., Bryers, J.D.: Application of Immobilized Captured Microorganisms in Water Purification: An Overview. In: "Methods in Enzymology, Part D, Immobilized Enzymes and Cells" (K. Mosbach, Ed.). Academic Press Inc., San Diego, USA, Vol. 137, Part D, Pap. 65, 1988, pp 697-711.

1320

Wehrli, B., Stumm, W.: Oxygenation of Vanadyl (IV). Effect of Coordinated Surface Hydroxyl groups and OH⁻. *Langmuir* 4, 753-758 (1988).

1321

Wüest, A., Imboden, D.M., Schurter, M.: Origin and Size of Hypolimnic Mixing in Urnersee, the Southern Basin of Vierwaldstättersee (Lake Lucerne). *Schweiz. Z. Hydrol.* 50/1, 40-70 (1988)

1322

Marcomini, A., Filipussi, Fabiola, Giger, W.: Aromatic Surfactants in Laundry Detergents and Hard-Surface Cleaners: Linear Alkyl-benzene sulphonates and Alkylphenol polyethoxylates, *Chemosphere* 17, 853-863 (1988)

1323

Boller, M.: Alternative treatment of De-icing Fluids from Airports. In: "Pretreatments in chemical Water and Wastewater Treatment", (H.H. Hahn & R. Klute, Eds.) Springer Verlag Berlin, Heidelberg 1988, pp 201-215.

1324

Czuczwa, Jean, Leuenberger, C., Giger, W.: Seasonal and Temporal Changes of Organic Compounds in Rain and Snow. *Atmospheric Environ.* 22, 907-916 (1988)

1325

Santschi, P.H., Bollhalder, Silvia, Farrenkothen, K., Lück, A.,

Impressum

Die Mitteilungen der EAWAG sind das Informationsbulletin der EAWAG. **Copyright:** Abdruck, auch auszugsweise, ist unter Benachrichtigung der Herausgeberin und der Autoren und mit Quellenangabe "Abdruck aus den *Mitt. EAWAG 26(1988)*" gestattet.

Druck: auf Original-Umweltschutzpapier (aus 100% Altpapier, wasser-, rohstoff-, energiesparend, im geschlossenen Wasserkreislauf, unter Vermeidung von Entfärbung, Bleichung und Wiedereinfärbung) der Firma Widmer-Walty AG, CH-4655 Oftringen.

Redaktion: Diana Hornung

Herausgeberin/Editeur: EAWAG (Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Gewässerschutz und Abwasserreinigung) (Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux) Überlandstrasse 133, CH-8600 Dübendorf. ☎ : (01) 823 5010.

Impression

Les Nouvelles de l'EAWAG sont le bulletin d'information de l'EAWAG. **Copyright:** La reproduction des articles est autorisée à condition de mentionner expressément "tiré des *Nouv. EAWAG 26(1988)*" et d'informer les auteurs ainsi que la rédaction.

Imprimé: sur du papier recyclé original (100% vieux papier), fabriqué en épargnant les eaux, les ressources, l'énergie, en circuit d'eau fermé, sans décoloration, sans blanchiment et sans coloration) par la papeterie et la cartonnerie Widmer-Walty S.A., CH- 4665 Oftringen.

Rédaction: Diana Hornung

Zingg, S., Sturm.: Chernobyl Radionuclides in the Environment: Tracers for the Tight Coupling of Atmospheric, Terrestrial, and Aquatic Geochemical Processes, Environ. Sci. & Technol. 22, 510-526 (1988).

1326

Herczeg, A.L., Imboden, D.M.: Tritium Hydrologic Studies in Four Closed-Basin Lakes in the Great Basin, U.S.A., Limnol. Oceanogr. 33, 157-173 (1988)

1327

Hoigné, J.: Effect of Abiotic Photochemical Processes on the Chemistry of Aquatic Solutes and on Global Cycles. Appl Geochem. 3, 63 (1988).

1328

Honeyman, B.D., Balistreri, L.S., Murray, J.W.: Oceanic Trace Metal Scavenging: the Importance of Particle Concentration. Deep-Sea Res. 35, 227-246 (1988).

1329

Zeyer, J., Kocher, H.P.: Purification and Characterization of a Bacterial Nitrophenol Oxygenase Which Converts *ortho*-Nitrophenol to Catechol and Nitrite. J. Bacteriol. 170, 1789-1794 (1988).

1330

Siegrist, H., Alder, A., Gujer, W., Giger, W.: Behaviour and Modelling of NTA Degradation in Activated Sludge Systems, Water Sci. Techn. 21, 315-324 (in Druck: 1989).

1331

Xue, H.-B., Stumm, W., Sigg, Laura: The Binding of Heavy Metals to Algal Surfaces. Water Res. 22, 917-926 (1988).

1332

Kohler, H.-P.E.: Isolation of Cobamides from *Methanotrix soehngenii*: 5-Methylbenzimidazole as the α -Ligand of the Predominant Cobamide. Arch. Microbiol. 150, 219-223 (1988).

1333

Boller, M.: Biologische Phosphorelimination im Belebtschlammverfahren. VSA-Verbandsber. Nr. 344 (1988).

1334

Siegrist, H., Alder, A., Gujer, W., Giger, W.: Verhalten der organischen Komplexbildner NTA und EDTA in Belebungsanlagen. VSA-Verbandsber., Nr. 347 (1988).

1335

Marcomini, A., Giger, W.: Behaviour of LAS in Sewage Treatment. Changes in the Homologue and Isomer Distributions of Linear Alkylbenzolsulphonates. Tenside-Detergents 25, 226-229 (1988).

Anmeldetalon für ein Abonnement:

Neuabonnenten willkommen! Zweimal jährlich erscheinen die Mitteilungen der EAWAG in Deutsch und Französisch und einmal jährlich in Englisch.

AN DIE BIBLIOTHEK, EAWAG, CH - 8600 DÜBENDORF

- Adressänderung
Changement d'adresse
Bitte senden Sie mir die Mitteilungen der EAWAG an folgende Adresse.
 Veillez m'envoyer régulièrement les Nouvelles de l'EAWAG à l'adresse suivante.
 Bitte schicken Sie mir folgende Publikationen:
Veillez m'envoyer les publications suivantes:

Name und Datum/ *Nom et date:*

CONTENU	INHALTSVERZEICHNIS	
Comment sont dissous les oxides de fer dans les eaux naturelles?	Wie wird im Eisenkreislauf der Gewässer das Eisenoxid aufgelöst?	
<i>Barbara Sulzberger, Daniel Suter, Christophe Siffert, Steven Banwart, Werner Stumm</i>		1-6
Effets de l'ammoniac et du dioxyde de soufre sur les dépôts atmosphériques: oxydation du dioxyde de soufre en phase aqueuse	Auswirkungen von Ammonium und Schwefeldioxid in Regen und Staub: Oxidation des Schwefeldioxids in wässriger Lösung	
<i>Philippe Behra, Laura Sigg, Werner Stumm</i>		7-11
NOUVELLES DE L'EAWAG ET SES COLLABORATEURS	NEUES ÜBER DIE EAWAG UND IHRE MITARBEITER	
Physique de l'environnement: une discipline nouvelle à l'EAWAG et l'EPFZ	Umweltphysik: Neues Fach an EAWAG und ETHZ	
<i>Dieter Imboden</i>		12-17
Un exemple de collaboration interdisciplinaire: le travail de diplôme du cours de 3 ^e cycle. La vallée de la Glatt inférieure en cas de niveau moyen des eaux souterraines	Die NDS-Abschlussprüfung als Beispiel für interdisziplinäre Zusammenarbeit: Potentielle Gefährdung einer ausgewählten Grundwasserfassung im Glattal	
<i>Stefan Haderlein</i>		18-22
NOUVELLES	MITTEILUNGEN	22
PUBLICATIONS	PUBLIKATIONEN	
1319- 1335		23-24

Das Buch "Gewässer als Ökosysteme, Grundlagen des Gewässerschutzes" von Robert Kummert und Werner Stumm erfreut sich grosser Nachfrage. Eine für Deutschland aktualisierte Ausgabe soll Ende 1988 erscheinen.

Talon pour un abonnement:

Les nouveaux abonnés sont les bienvenus! Les Nouvelles de l'EAWAG paraissent deux fois par année en français et en allemand, et une fois par année en anglais.

Adresse:

Bevorzugte Ausgabe/Edition préférée:

deutsch/français english