

ANWENDUNG DER DYNAMISCHEN SIMULATION VON BELEBTSCHLAMMANLAGEN AM BEISPIEL DER KLÄRANLAGE ZÜRICH-WERDHÖLZLI MARKUS BOLLER, HANSRUEDI SIEGRIST, JAKOB EUGSTER, SILVIO ZEHNDER

Der Ausbau der Kläranlage Werdhölzli der Stadt Zürich ist seit einiger Zeit abgeschlossen. Die auf Versuchen der EAWAG basierenden Verfahrensstufen zur Nitrifikation und Flockungsfiltration [1] haben sich grosstechnisch bewährt. Bereits ergeben sich im täglichen Betrieb der Grosskläranlage neue Fragestellungen, die die maximale Belastbarkeit der Anlage unter unterschiedlichen Verfahrensführungen betreffen. Es stellt sich insbesondere die Frage, wieweit das realisierte Teilzweistufenkonzept, das die sinnvolle Integration der bereits vorhandenen biologischen Reinigungsstufe zum Ziele hatte, in Zukunft aufrechterhalten werden soll. Bis Mitte letzten Jahres wurde ein konstanter Teil des zufließenden Abwassers (ca. 30%) in der alten Anlage (Teilstufe) vorgereinigt und danach mit dem übrigen Wasserstrom vereinigt und in die neuen Anlageteile (Hauptstufen) geführt. Da die Wassermengen geringer sind als früher angenommen und die alten Anlageteile erhebliche Betriebs- und Renovationsarbeiten verursachen, sollte abgeklärt werden, inwieweit auf die alte Anlage verzichtet werden kann oder ob sie als wesentlicher

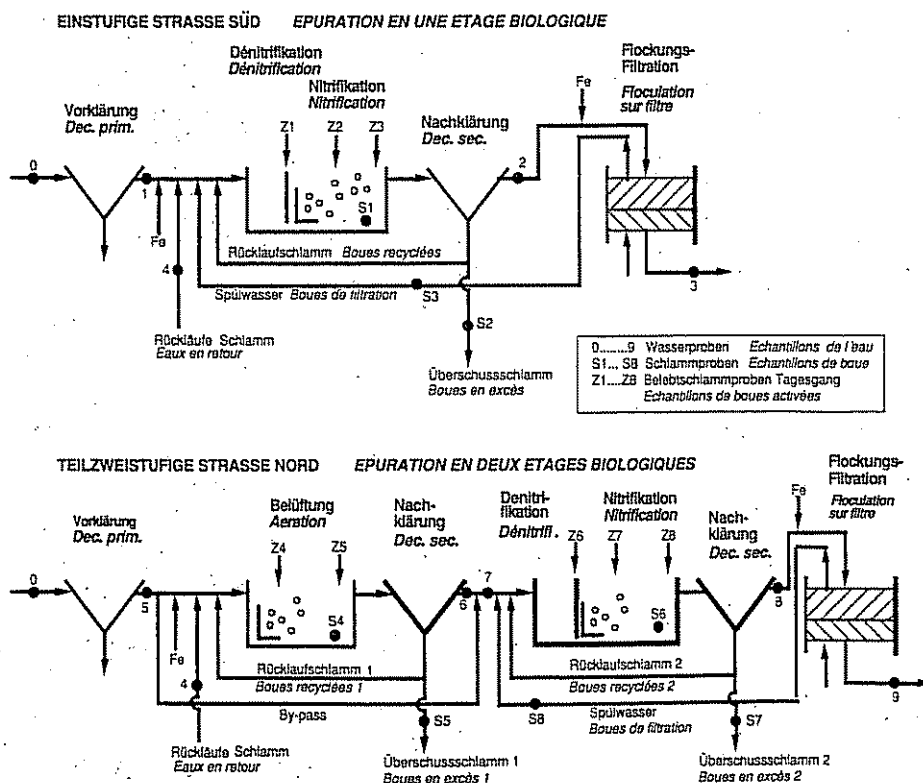


Fig. 1

Fließschema der beiden Verfahrensstrassen zur einstufigen (oben) und teilzweistufigen (unten) biologischen Reinigung auf der Kläranlage Zürich-Werdhölzli
 Schéma de fonctionnement des deux voies d'épuration biologique (en haut: une étape; en bas: à deux étapes) dans la station d'épuration de Zurich-Werdhölzli

APPLICATION DE LA SIMULATION DYNAMIQUE D'INSTALLATIONS À BOUES ACTIVÉES - À L'EXEMPLE DE LA STATION D'ÉPURATION DE ZÜRICH-WERDHÖLZLI

MARKEŠ BÖLLER, HANSRUEDI SIEGRIST, JAKOB EUGSTER, SILVIO ZEHNDER

L'extension de la station d'épuration de Zurich-Werdhölzli est achevée depuis quelque temps. Les procédés de nitrification et de filtration par floculation, basés sur des expériences de l'EAWAG [1], ont fait leur preuve à l'échelle industrielle. Au niveau de l'exploitation quotidienne de la grande station d'épuration, de nouvelles questions se posent en ce qui concerne la tolérance maximale de l'installation, selon les divers procédés. Il s'agit de savoir en particulier dans quelle mesure il faut maintenir dans l'avenir la conception de l'épuration en deux étages, qui avait pour objectif une intégration judicieuse de l'étage d'épuration biologique déjà existante. Jusqu'à la moitié de l'an dernier, une part constante des eaux usées affluantes (env. 30%) subissait une pré-épuration dans l'ancienne installation (étage partielle) avant d'être acheminée avec le reste de l'eau dans les nouvelles installations (étages principales). Comme les quantités d'eau sont inférieures à ce que l'on supposait et que les anciennes installations occasionnent d'importants travaux de rénovation et d'exploitation, il importe de se demander s'il faut renoncer à l'ancienne installation ou la reconsidérer comme partie intégrante de la chaîne opératoire et, dans ce cas, l'adapter au niveau actuel de la technique. Pour répondre à cette question, il faut essayer de prévoir le comportement de la station agrandie de Werdhölzli dans différentes conditions d'exploitation. Le modèle de simulation dynamique d'installations à boues activées, créé par l'IAWPRC Task Group [2], et déjà présenté à l'occasion de deux cours du VSA et de l'EAWAG [3], constitue un outil précieux pour établir ce genre de pronostic. Étant donné que ces méthodes de calcul sont récentes, et que l'on dispose de relativement peu d'expérience quant à l'applicabilité des résultats de ces calculs, la station de Werdhölzli a fait l'objet d'une étude intensive dans la perspective d'une vérification des données fournies par le modèle. Quelques semaines déjà

avant les essais, la conception à deux voies de la station de Werdhölzli a permis d'utiliser la moitié de l'installation selon le mode épuration en deux étages partielle et l'autre, selon le mode en un étage. Les schémas d'écoulement des eaux usées dans les deux voies ainsi que les sites de prélèvement sont indiqués sur la figure 1.

Outre une campagne de mesure de neuf jours, les courbes de fluctuation journalière des deux voies a été minutieusement enregistré à chaque fois deux jours successifs. Les variations de concentration et de composition des matières transportées, de même que le comportement des différents étages d'épurations dans des conditions dynamiques, ont été analysées au moyen de prélèvements dans les eaux d'arrivée, d'évacuation et de recyclage, ainsi que dans les boues activées. Afin de recueillir des informations précises sur les processus de dégradation, notamment la vitesse de dégradation de substances organiques et de nitrification lors de l'écoulement dans le bassin d'aération, des essais d'oxydoréduction ont été effectués aux mêmes intervalles dans les étages partiels et principaux. Les études ont fourni un ensemble de données journalières provenant de plus de 200 essais d'oxydoréduction et analyses correspondantes de DCO, COD, NH_4^+ , NO_3^- , P, pH, température et O_2 , ce qui a permis, en fin de compte, de vérifier en détail les calculs du modèle.

Le modèle de simulation dynamique exige, entre autres, l'entrée d'informations concernant les mélanges dans une installation à boues activées. Pour caractériser le type de réacteur des bassins d'aération, des essais de traceurs ont été réalisés avec du bromure de sodium. La figure 2 présente les résultats relatifs à la durée de séjour dans les bassins d'aération des étages principaux, ainsi que les répartitions théoriques dans une série de 3 et de 5 réacteurs mélangés (CSTR). Sur la base des résultats, 4 CSTR en série peuvent offrir une concordance suffisante

avec l'expérience de traçage. De même, pour l'étage partielle, 4 CSTR montés en série ont fourni une information proche du comportement hydraulique réel.

L'analyse des paramètres des eaux usées, en particulier de la demande chimique en oxygène (DCO) et des composants azotés (Kjeldahl-N, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) a permis de déterminer les charges typiques affluant dans la partie biologique de la station de Werdhölzli, et de caractériser les quantités exigées par le programme de calcul en ce qui concerne la composition des eaux usées.

Divers paramètres du modèle peuvent être obtenus par analyse des eaux usées et directement utilisés comme input. La définition d'autres valeurs, en revanche, exige une certaine expérience et la référence à des données fournies par la littérature. L'étude des deux voies d'écoulement des eaux usées s'est appuyée sur les paramètres présentés dans le tableau 1; à ce sujet, il faut savoir que la composition des eaux usées de l'étage principale nord, après le pré-traitement dans l'étage partielle intercalée, est modifiée par rapport aux eaux usées pré-épurées mécaniquement.

Compte tenu de l'âge de la boue, fixé à 1,8 jour pour les essais dans l'étage partielle et à respectivement 10 et 11 jours dans les étages principales sud et nord, et sur la base hypothétique d'une charge constante de matières transportées, le rendement moyen des deux voies, dans des conditions d'exploitation stationnaires, a été calculé à l'aide du modèle et comparé aux analyses provenant de la période d'étude. Dans le tableau 2, la comparaison des données relatives aux concentrations des boues activées et l'écoulement des composants azotés les plus réactifs révèle une bonne concordance.

L'évaluation de la station d'épuration de Werdhölzli dans des conditions d'afflux constamment variables s'est basée sur la fluctuation journalière (quantité d'eau, DCO et Kjeldahl-N) mesurée à l'é-

Bestandteil der ganzen Verfahrenskette revidiert und dem neuesten Stand der Technik angepasst werden soll.

Die Fragestellung erfordert eine Voraussage über das Verhalten der erweiterten Kläranlage Werdhölzli unter unterschiedlichen Betriebsbedingungen. Das heute zur Verfügung stehende dynamische Simulationsmodell für Belebtschlammanlagen der IA WPR-Task Group [2], das bereits an zwei EAWAG-VSA-Kursen vorgestellt wurde [3], ist ein hilfreiches Instrument, derartige Prognosen zu stellen. Da diese Berechnungsmethoden neu sind und relativ wenig Erfahrungen mit der Übertragbarkeit von Rechenergebnissen auf den praktischen Betrieb vorhanden sind, wurde die Kläranlage Werdhölzli im Hinblick auf die Verifikation von Modellgrößen intensiv untersucht. Die konsequente Zweistrassigkeit der ARA Werdhölzli ermöglichte bereits während einiger Wochen vor den Versuchen die eine Hälfte der Anlage entsprechend der Fragestellung teilweistufig und die andere einstufig zu betreiben. Die Fließschemata der beiden Abwasserstrassen sowie die zur Untersuchung vorgesehenen Probenahmestellen sind aus Figur 1 ersichtlich.

Neben einer 9-tägigen Messkampagne erfolgte an je zwei aufeinanderfolgenden Tagen die aufwendige Aufnahme von Tagesganglinien auf beiden Strassen. Die Konzentrations- und Frachtviationen und das Verhalten der verschiedenen Verfahrensstufen unter dynamischen Verhältnissen wurde mit 2-Std-Proben in den Zuläufen, Abläufen und Rückläufen sowie im Belebtschlamm untersucht. Um eingehende Informationen über die Abbauprozesse, namentlich die Abbaugeschwindigkeiten von organischen Stoffen und die Umsatzgeschwindigkeiten der Nitrifikation entlang des längsdurchströmten Belüftungsbeckens zu erhalten, wurden ebenfalls in 2-Stunden-Intervallen Sauerstoff-Zehrungsversuche entlang der Teil- und Hauptstufen durchgeführt. Nach den Untersuchungen stand pro Tagesgang ein Datenmaterial aus über 200 Zehrungsversuchen und dazugehörigen Analysen des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB), gelösten organischen Kohlenstoffes (DOC), NH_4^+ , NO_3^- , P, pH, Temperatur und O_2 zur Verfügung, was schliesslich die detaillierte Verifikation der Modellberechnungen erlaubte.

Das dynamische Simulationsmodell

verlangt unter anderem als Input Kenntnisse über das Durchmischungsverhalten einer Belebtschlammanlage. Um den Reaktortyp der längsdurchströmten Belüftungsbecken zu charakterisieren, wurden Tracerversuche mit Natriumbromid durchgeführt. Die Ergebnisse zur Ermittlung der hydraulischen Aufenthaltszeitverteilung in den Belüftungsbecken der Hauptstufen sind in Figur 2 zusammen mit theoretischen Verteilungen einer Serie von 3 und 5 hintereinandergeschalteten volldurchmischten Reaktoren (CSTR) dargestellt. Aufgrund der Resultate kann mit 4 CSTR's in Serie eine genügende Übereinstimmung mit dem Tracereperiment erzielt werden. Ebenso ergab sich für die Teilstufe bei 4 hintereinandergeschalteten CSTR's eine Annäherung an das reale hydraulische Verhalten.

Die Untersuchung der Abwasserparameter, insbesondere des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) und der Stickstoffkomponenten (Kjeldahl-N, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) diente zur Ermittlung typischer Einlauffrachten zum biologischen Anlageteil der ARA Werdhölzli und zur Charakterisierung der vom Rechenprogramm verlangten Input-Größen bezüglich Abwasserzusammensetzung.

Verschiedene Modellparameter können durch entsprechende Abwasseranalysen erfasst und direkt als Input verwendet werden. Die Festlegung anderer Größen hingegen erfordert eine gewisse Erfahrung und den Bezug von Literaturdaten. Zur Berechnung der beiden Abwasserstrassen wurden die in Tabelle 1 dargestellten Modellparameter verwendet, wobei zu beachten ist, dass die Abwasserzusammensetzung der Hauptstufe Nord nach partieller Vorbehandlung in der vorgeschalteten Teilstufe gegenüber dem mechanisch vorgeklärten Abwasser verändert ist.

Unter Vorgabe der in den Versuchen eingestellten Schlammalter von 1.8 Tagen in der Teilstufe und 10 resp. 11 Tagen in den Hauptstufen Süd resp. Nord, wurde unter Annahme konstanter Zulauffrachten die mittlere Leistung der beiden Strassen unter stationären Betriebsbedingungen mit dem Modell berechnet und mit den Analysen aus der Untersuchungsperiode verglichen. Die in Tabelle 2 gegenübergestellten Daten über die Belebtschlammkonzentrationen und die

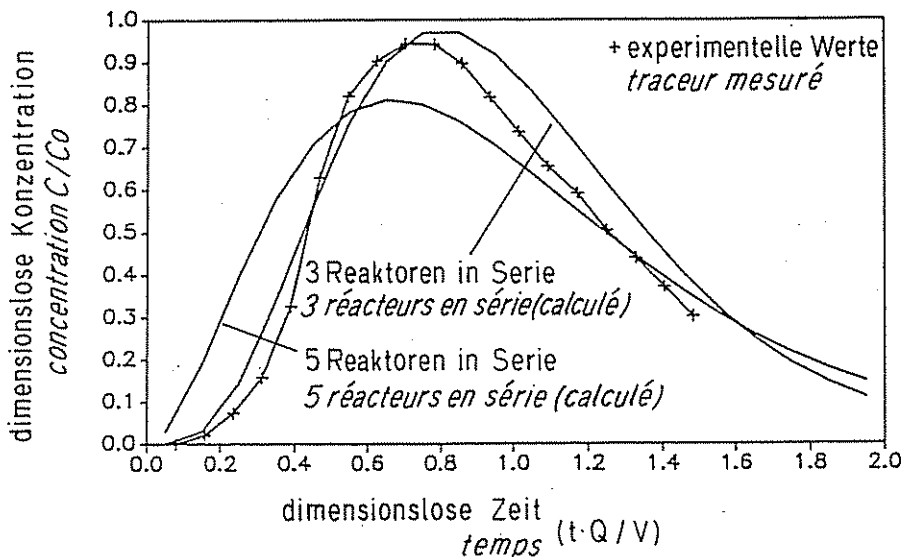


Fig. 2

Vergleich der mit einem Tracer gemessenen Aufenthaltszeitverteilung eines Belebungsbeckens der Hauptstufe der ARA Werdhölzli mit einer Kaskade von 3 und 5 volldurchmischten Reaktoren bei einer Durchflussmenge von $0.65 \text{ m}^3/\text{sec}$.

Comparaison de la durée de séjour dans un bassin d'aération de l'étage principale de la station d'épuration de Werdhölzli (mesurée par traceurs) avec une série de 3 et 5 réacteurs mélangés étant donné un débit de $0.65 \text{ m}^3/\text{sec}$.

Tabelle /Tableau 1

Stöchiometrische Modellparameter für die Simulation der ARA Werdhölzli im ein- und teilzweistufigen Betrieb/
Paramètres stoechiométriques pour la simulation de la station d'épuration de Werdhölzli en exploitation une et deux étages.

		Teilzweistufig/ Deux étages partielles		Einstufig/une étage
		STRASSE/Voie NORD		STRASSE/Voie SÜD
		Teilstufe partie partielle	Hauptstufe partie principale	Hauptstufe/ partie principale
Ausnutzungskoeffizient/Coefficient d'utilisation:				
Heterotrophe Organismen /Organismes hétérotrophes	g CSB/g CSB	0.57	0.57	0.57
Nitrifikanten/ Bactéries nitriques	g CSB/g N	0.24	0.24	0.24
Inertanteil Biomasse/ Part Inerte biomasse	g CSB/g CSB	0.10	0.10	0.10
N-Gehalt /Teneur en N	Biomasse	g N/g CSB	0.07	0.07
	Zerfallsprodukte	g N/g CSB	0.06	0.06
	Inerte Stoffe	g N/g CSB	0.04	0.04
NH ₄ -N/ N-Kjeldahl total	g N/g N	0.90	0.90	0.90
Anteil schnell abbaubarer CSB/Part CSB à dégradation rapide		0.20	0.16	0.20
Anteil langsam abbaubarer CSB/Part CSB à dégradation lente		0.35	0.50	0.35
Anteil heterotrophe Biomasse/Part biomasse hétérotrophe		0.25	0.32	0.25

vacuation de la pré-épuration et, pour l'exploitation à deux étages, également à la sortie de l'étage partielle. La fluctuation journalière de l'eau affluante présentée à la figure 3 fait apparaître les variations typiques. Pour observer la dynamique de la conversion d'azote dans des conditions de sollicitation extrêmes, une impulsion d'azote a été intentionnellement provoquée -pendant 4 heures- par le recyclage des eaux évacuées du traitement des boues. Les courbes des fluctuations journalières à l'entrée mesurées ont servi de données d'entrée pour la simulation dynamique des deux voies d'écoulement des eaux usées. La mesure des fluc-

tuations journalières à la sortie a permis de vérifier les quantités calculées et leur modification au cours d'une journée. Comme les paramètres azotés sont les plus réactifs aux changements des conditions d'exploitation et présentent donc la dynamique la plus marquée, l'exemple choisi est celui de l'évolution de NH₄⁺, telle qu'elle a été calculée et mesurée dans les deux voies d'écoulement. Il ressort de la figure 3 que, dans toutes les étapes du traitement, les concentrations de NH₄⁺ mesurées concordent bien avec les valeurs calculées.

La dynamique complexe du substrat et de la biomasse, fournie par le modèle, in-

forme sur la variation dans le temps de l'oxydoréduction de la biomasse, laquelle, à son tour, renseigne sur la quantité d'air à insuffler dans les installations d'aération. Il est intéressant, sur ce plan, de distinguer l'oxydoréduction par des organismes qui éliminent des substances organiques (hétérotrophes) et celle causée par des organismes qui oxydent l'azote (autotrophes). Ces données importantes peuvent être obtenues expérimentalement par des essais d'oxydoréduction spéciaux, consistant à supprimer le processus de nitrification par l'emploi de substances inhibitrices (thio-urée allylique). A titre d'exemple, la figure 4 pré-

Tabelle/Tableau 2

Berechnete und gemessene Konzentrationen des Belebtschlammes in den Belüftungsbecken und der Parameter Ammonium, Nitrat und Bikarbonat im Ablauf der drei biologischen Anlagen.

Calcul et mesure des concentrations de boue activée dans les bassins d'aération, et des paramètres ammonium, nitrate et bicarbonate dans les eaux évacuées des trois installations biologiques.

		Teilzweistufig/deux étages partielles				Einstufig/une étage		
		STRASSE/Voie NORD				STRASSE SÜD / Voie SUD		
		Teilstufe/p. part.		Hauptstufe/p. princ.		Hauptstufe/p. princ.		
		gerechnet	gemessen	gerechnet	gemessen	gerechnet	gemessen	
		calculé	mesuré	calculé	mesuré	calculé	mesuré	
Belebtschlammkonzentration/ Conc. de boue activée		g CSB/l	2.4	2.7	2.5	2.3	2.4	2.6
NH ₄ ⁺ -N	ab NKB	g N/m ³	24.5	22.4	1.1	0.3	1.7	1.0
NO ₃ ⁻ -N	ab NKB	g N/m ³	0.4	0.2	19.2	19.3	17.5	19.3
HCO ₃ ⁻	ab NKB	mol/m ³	5.4	5.8	2.9	2.7	2.9	2.7

Ablaufwerte der am empfindlichsten reagierenden Stickstoffkomponenten zeigen eine gute Übereinstimmung.

Basis für die Beurteilung der ARA Werdhölzli unter sich ständig ändernden Zulaufverhältnissen wären die im Ablauf der Vorklärung und für den teilweistufigen Betrieb auch im Ablauf der Teilstufe gemessenen Tagesganglinien von Wassermenge, CSB und Kjeldahl-Stickstoff. Die typischen Schwankungen sind aus den verschiedenen Zulaufganglinien in Figur 3 ersichtlich. Zur Beobachtung der Dynamik des Stickstoffumsatzes bei extremen Belastungsverhältnissen wurde durch die konzentrierte Rückführung der Abläufe aus der Schlammbehandlung während nur 4 Stunden absichtlich ein Stickstoffstoss erzeugt (vgl. Figur 3). Die gemessenen Zulaufganglinien dienten als Eingabewerte zur dynamischen Simulation der beiden Abwasserstrassen. Mit Hilfe der gemessenen Ablaufganglinien konnten somit die berechneten Ablaufwerte und ihre zeitliche Änderung im Laufe eines Tages überprüft werden. Da die Stickstoff-Parameter am empfindlichsten auf Änderungen

der Betriebsbedingungen reagieren und zudem die ausgeprägteste Dynamik aufweisen, werden als Beispiel die berechneten und gemessenen NH_4 -Ganglinien für die beiden Abwasserstrassen dargestellt. Aus Figur 3 ist ersichtlich, dass in allen Behandlungsstufen eine gute Übereinstimmung der gemessenen NH_4 -Konzentrationen mit den berechneten Werten erzielt wurde.

Eine als Resultat aus der komplizierten Substrat- und Biomassendynamik der Modellrechnung hervorgehende Information ist der zeitliche Verlauf der O_2 -Zehrung der Biomasse, der wiederum Aufschluss über die durch die Belüftungseinrichtungen einzutragenden Luftmengen gibt. Interessant ist dabei die Unterscheidung zwischen der O_2 -Zehrung durch Organismen, die organische Stoffe abbauen (Heterotrophe) und derjenigen durch stickstoffoxidierende Organismen (Autotrophe). Diese wichtigen Prozessgrößen sind in den speziell durchgeführten O_2 -Zehrungsversuchen experimentell zugänglich, indem durch den Einsatz von nitrifikationsinhibierenden Stoffen (Allylthioharnstoff) der Ni-

trifikationsvorgang unterbunden werden kann. Als Beispiel sind in Figur 4 die auf der einstufigen Strasse in der Beckenmitte gemessenen und berechneten O_2 -Zehrungsraten für die beiden Organismengruppen dargestellt. Entsprechend dem Substratangebot verschiebt sich das Verhältnis der beiden Zehrungsraten vom Einlauf des Belüftungsbeckens bis zum Ablauf erheblich. Es resultiert daraus ein entlang der Belebtschlammbecken sehr unterschiedlicher Sauerstoffbedarf mit zeitlicher und örtlicher Dynamik, der trotz automatischer Steuerung der Luftzufuhr nicht immer ideal gedeckt werden kann. Dies kann sich entsprechend in zu hohen oder zu niedrigen Sauerstoffkonzentrationen in den Belüftungsbecken auswirken.

Die Bestätigung der Modellberechnungen durch die Analysenergebnisse ergaben genügend Sicherheit, um eine gesicherte Prognose über das Abbauverhalten der ARA Werdhölzli unter Bemessungsbedingungen (erhöhte Zulaufmengen, 10°C Abwassertemperatur) im ein- und teilweistufigen Betrieb durch-

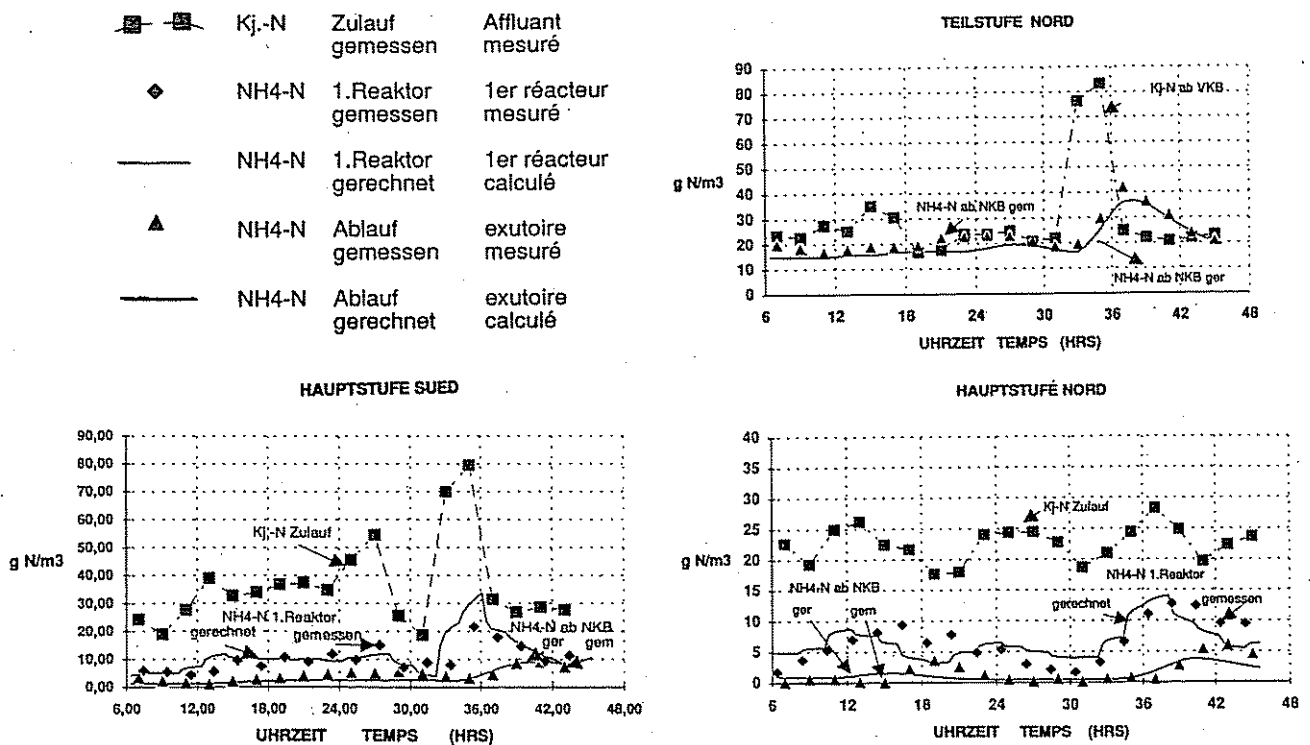


Fig. 3

Verlauf der Zulaufkonzentrationen des Kjeldahl-Stickstoffs und der gemessenen und berechneten Ammonium-Ablaufkonzentrationen in den verschiedenen Reinigungsstufen der ARA Werdhölzli im Laufe von 45 Stunden

Evolution des concentrations de N-Kjeldahl dans les eaux affluantes et des concentrations mesurées et calculées d'ammonium dans les eaux évacuées, au cours des diverses phases d'épuration (45 heures) de la station de Werdhölzli

sente les taux d'oxydoréduction mesurés et calculés, pour les deux groupes d'organismes, sur la voie à une étage, au milieu du bassin. En fonction du substrat, le rapport entre ces taux varie considérablement entre l'entrée et la sortie du bassin d'aération. Il en résulte un besoin en oxygène très différencié le long du bassin à boues activées, présentant une dynamique temporaire et locale, et ce besoin ne peut pas toujours être couvert de façon optimale malgré le contrôle automatique de l'afflux d'air. Cela peut se traduire par des concentrations d'oxygène trop faibles ou trop élevées dans les bassins d'aération.

La confirmation des calculs du modèle par les résultats des analyses ont apporté une certitude suffisante pour pouvoir établir un pronostic sur l'action de dégradation de la station de Werdhölzli dans les conditions de référence (augmentation de la charge transportée, température des eaux usées 10°C) en cas d'exploitation à une ou deux étages.

Les calculs du modèle permettent de tirer les conclusions suivantes :

- 1) Sans étape intermédiaire, les étages principales nouvellement créées sont utilisées à plein. Mais elles sont en mesure de respecter les maxima d'évacuation (en particulier, 2 g NH₄⁺-N/m³). Si l'on renonce à la partie du bassin aujourd'hui destinée à la dénitrification, il en résultera une réserve de sollicitation d'environ 5%.
- 2) Le maintien du concept d'origine, avec exploitation de l'étage partielle, permet, tout en gardant la partie destinée à la dénitrification, d'atteindre une réserve de capacité de 25%. Celle-ci pourrait être utilisée en partie pour poursuivre la nitrification en augmentant l'âge de la boue. Cela n'est toutefois pas opportun d'un point de vue énergétique, car le besoin d'énergie nécessaire à l'aération s'accroîtrait et la production de gaz de curage diminuerait.

Le modèle de simulation du groupe de travail de l'IAWPRC et le programme de calcul conçu par les ingénieurs de l'EAWAG constituent un outil précieux pour l'évaluation numérique des principaux processus observés dans les installations à boues activées. Le modèle de simulation a pu être vérifié à l'aide d'un vaste programme d'analyses et à partir des

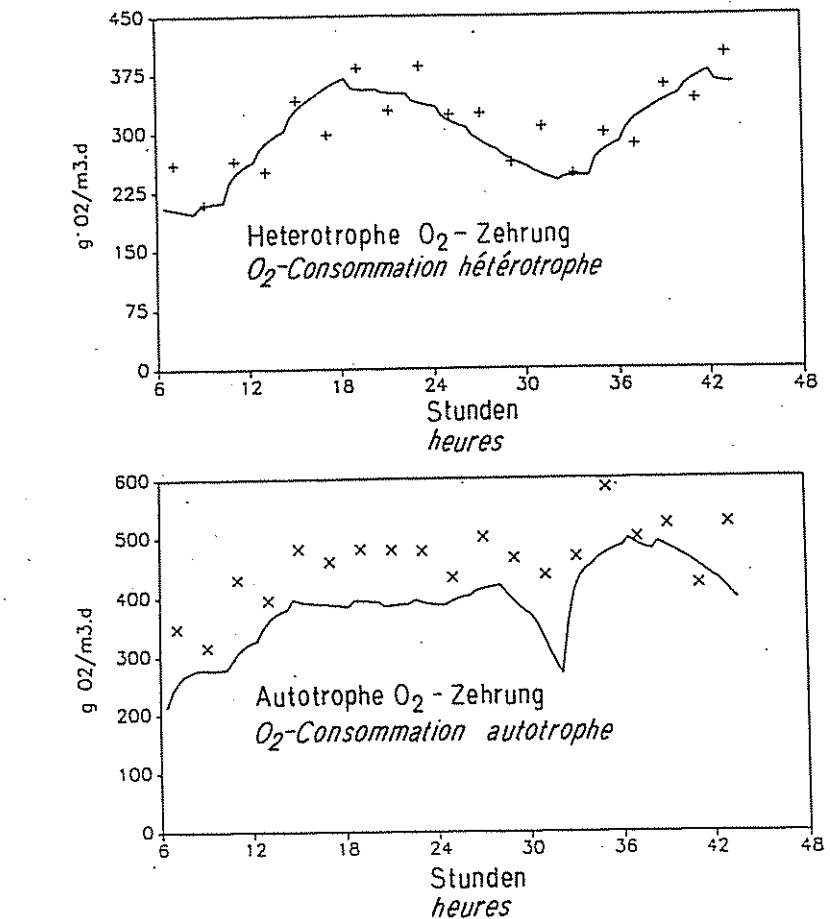


Fig. 4

Vergleich der gemessenen und berechneten Sauerstoffzehrung der heterotrophen und der nitrifizierenden Bakterien in der Beckenmitte des einstufig betriebenen Anlageteils

Comparaison entre les mesures et les calculs de l'oxydoréduction des bactéries hétérotrophes et nitrifiantes au milieu du bassin de l'installation exploitée selon le mode à une phase

questions relatives au fonctionnement à une ou deux étages de la station d'épuration de Werdhölzli. Moyennant une légère retouche de quelques constantes du modèle, les mesures et les calculs obtenus (même dans les conditions dynamiques d'une exploitation journalière) se sont révélés concordants pour des facteurs tels que la concentration des boues activées, la concentration en O₂, l'oxydoréduction ou la concentration, si déterminante, de NH₄⁺ dans les eaux évacuées. Les calculs fournis par le modèle de simulation quant au fonctionnement de la station d'épuration de Werdhölzli dans des conditions variables (augmentation des charges, variation des températures et des procédés) peuvent être considérés comme fiables et utilisés pour améliorer le dimensionnement et le fonctionnement d'une installation. Les travaux réalisés à la station de Werdhölzli montrent de manière exemplaire avec quel type d'analyses il

est possible, dans un délai relativement bref, d'élaborer des bases d'une application de calculs de simulations modernes. En s'appuyant sur la reproduction de modes de fonctionnement réels et vérifiés, ces calculs conviennent parfaitement pour pronostiquer le comportement d'installations de boues activées, dans n'importe quelles conditions, en ce qui concerne la configuration de l'installation, la charge des eaux usées et la température.

Remerciements

Aux employés de la station d'épuration de Zurich-Werdhölzli et au laboratoire du service des travaux publics de la ville de Zurich, pour les multiples analyses. Aux assistants des équipes de jour et de nuit, Christoph Munz, Karl Fent, Uwe Sollfrank, Peter Krebs, Andreas Schwager, Jürg Kappeler et Andreas Elgorriaga, pour l'enregistrement des courbes de fluctuations journalières

zuführen.

Aus den Modellberechnungen lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

1. Ohne Teilstufe sind die neu gebauten Hauptstufen voll ausgelastet. Sie sind jedoch in der Lage, die geforderten Ablaufgrenzwerte, insbesondere $2 \text{ g NH}_4^+ \text{-N/m}^3$ einzuhalten. Wird auf den heute zur Denitrifikation abgetrennten Beckenteil verzichtet, ergibt sich eine Belastungsreserve von ca. 5%.
2. Unter Beibehaltung des ursprünglichen Konzeptes mit Betrieb der Teilstufe kann mit Denitrifikationsteil eine Kapazitätsreserve von 25% ausgewiesen werden. Diese könnte heute teilweise durch Erhöhung des Schlammalters zu einer entsprechend weitergehenden Nitrifikation ausgenützt werden. Dies ist jedoch energetisch als nicht sinnvoll zu beurteilen, da mehr Belüftungsenergie benötigt und weniger Faulgas produziert würde.

Das Simulationsmodell der IAW-PRC-task group und von der Ingenieurabteilung der EAWAG benützerbereit gestaltete Rechenprogramm stellt ein nützliches Instrument zur rechnerischen Erfassung der wichtigsten Vorgänge in

Belebtschlammanlagen dar. Mit Hilfe eines umfangreichen Analysenprogrammes konnte anhand der Fragestellungen zum künftigen Betrieb der ARA Werdhölzli als ein- oder teilzweistufige Anlage das Simulationsmodell verifiziert werden. Nach geringfügigen Anpassungen einiger weniger Modellkonstanten ergab sich (auch unter den dynamischen Verhältnissen eines Tagesverlaufs) eine gute Übereinstimmung berechneter und gemessener Betriebsgrößen wie Belebtschlammkonzentration, O_2 -Konzentration, O_2 -Zehrung sowie der prozessbestimmenden NH_4 -Ablaufkonzentrationen. Die mit dem Simulationsmodell vorgenommenen Berechnungen über das Verhalten der Kläranlage Werdhölzli unter veränderten Prozessbedingungen (erhöhte Frachten, andere Abwassertemperaturen, andere Verfahrensführungen) können als sichere Voraussagen betrachtet und zur gezielten Einstellung von Bemessungs- und Betriebsgrößen benützt werden. Die aufgezeigten Arbeiten auf der ARA Werdhölzli zeigen beispielhaft auf, mit welcher Art von Erhebungen auf Kläranlagen in relativ kurzer Zeit, Unterlagen für die Anwendung moderner Simulationsberechnungen erarbeitet werden können. Diese wie-

derum sind, abgesichert auf der Nachbildung bestehender und nachgemessener Betriebszustände, bestens geeignet, das Verhalten von Belebungsanlagen unter beliebigen Bedingungen bezüglich Anlagengekonfiguration, Abwasserbelastung und Temperaturen zu prognostizieren.

Verdankung

Dem Betriebspersonal der ARA Werdhölzli und dem Labor des Tiefbauamtes der Stadt Zürich sei an dieser Stelle herzlich gedankt für die umfangreichen Analysenarbeiten. Herzlichen Dank gebührt auch den Tag- und Nachtschicht-Helfern Christoph Munz, Karl Fent, Uwe Sollfrank, Andreas Schwager, Peter Krebs, Jürg Kappeler und Andreas Elgorriaga für die Aufnahme der Tagesganglinien.

- [1] W.Gujer und M.Boller; Stadt Zürich - Kläranlage Werdhölzli, Abwasserreinigungsversuche der EAWAG, Schweiz. Bauzeitung, 13, 226 (1982)
- [2] M.Henze, C.P.L.Grady jr., W.Gujer, G.V.R.Marais and T.Matsuo; A general model for single sludge wastewater treatment systems, Wat.Res., 21, p.5050 ff (1987).
- [3] EAWAG/VSA-Kurs über die Simulation von Belebungsanlagen, 3.-5. 2.1988.

Participants au 9^{ème} cycle
en génie sanitaire et protection des eaux

Teilnehmer des 9. Nachdiplomstudiums
in Siedlungswasserbau und Gewässerschutz



Vorderste Reihelau premier rang: Franz Günter Kari, Ueli Spring, Annette Kuhn, Philipp Moosmann; 2. Reihel/ second rang: Felix Boecker, Hans Peter Hürlimann, Heinrich Adler, Gunnar Demoulin, Michael Ochs, Joachim Hanke; 3. Reihel/ au troisième rang: Norbert Demuth, Christoph Bitterli, Reto Giulio Meuli, Gian Paul Calonder, Matthias Oplatka.

Cycle d'études postgrades en protection de l'environnement pour des étudiants de langue française

L'École Polytechnique fédérale de Lausanne offrira, pour la 14^{ème} fois, du 3 novembre 1989 au 28 février 1991, un cycle d'études postgrades en protection de l'environnement. Cinq spécialisations sont possibles: génie de l'environnement, gestion des eaux, biotechnologie environnementale, écotoxicologie, protection des sols.

Les demandes d'admission doivent être déposées au plus tard le 15 août 1989 avec les documents usuels. Adresse: Cycle postgrade Environnement, IGE, EPFL-Ecublens, 1015 Lausanne, tél.: 021-693 27 15.

DEVENIR DU FER ET DE L'ALUMINIUM DANS LE LAC CRISTALLINA (SUISSE)

JERALD SCHNOOR, RUDOLF GIOVANOLI, LAURA SIGG, WERNER STUMMI,
BARBARA SUEZBERGER, JÜRGEN ZOBRIET ET PHILIPPE BEHRA

Les lacs et rivières acides sont le plus souvent localisés dans des zones qui reçoivent des dépôts atmosphériques acides et y sont particulièrement sensibles par leur géologie et leur hydrologie. À cause de la nature cristalline des roches et du ruissellement rapide, ces eaux naturelles possèdent une faible alcalinité et de faibles concentrations en cations (calcium, magnésium, sodium et potassium). De ce fait, lors d'une augmentation des dépôts acides, la neutralisation par altération chimique de ces roches est le plus souvent inefficace pour prévenir une acidification (la capacité neutralisante de l'acidité devient négative). La concentration en aluminium et parfois celle en fer sont élevées dans ces eaux acides. Le seuil de toxicité de l'aluminium pour les poissons et les autres organismes aquatiques est compris entre 4 et 8 $\mu\text{mol l}^{-1}$ [1]. De plus, l'aluminium, connu pour être toxique pour les racines des arbres, pourrait être un des facteurs du dépérissement des forêts [2]. Les oxydes d'aluminium et de fer jouent aussi un rôle important dans le cycle biogéochimique des oligo-éléments, particulièrement des ions métalliques et certains nutriments [3]. La connaissance du devenir du fer et de l'aluminium dans les eaux acides est donc importante pour mieux comprendre la dynamique et la santé des écosystèmes.

La figure 1 schématise le devenir et le transport du fer et de l'aluminium dans un aquifère constitué d'une moraine peu épaisse saturée en eau. Les eaux souterraines et les cours d'eau transportent l'aluminium et les ions ferreux dissous vers le lac. Une partie de l'aluminium est perdue par précipitation le long de ce parcours. Une fois parvenu dans le lac, il s'adsorbe sur les sédiments et la matière en suspension, ou précipite sous forme de très fines particules d'hydroxydes d'aluminium amorphes. Ces deux processus permettent d'éliminer l'aluminium de la colonne d'eau. Cependant, une diminution du pH due à la fonte des neiges ou aux précipitations peut entraîner une redissolution de l'hydroxyde d'aluminium.

Le comportement du fer(II) est plus compliqué : au cours de son trajet vers le lac, Fe^{2+} est lentement oxydé dans des conditions acides puis précipite. Dans le lac, le mécanisme est le même : le fer

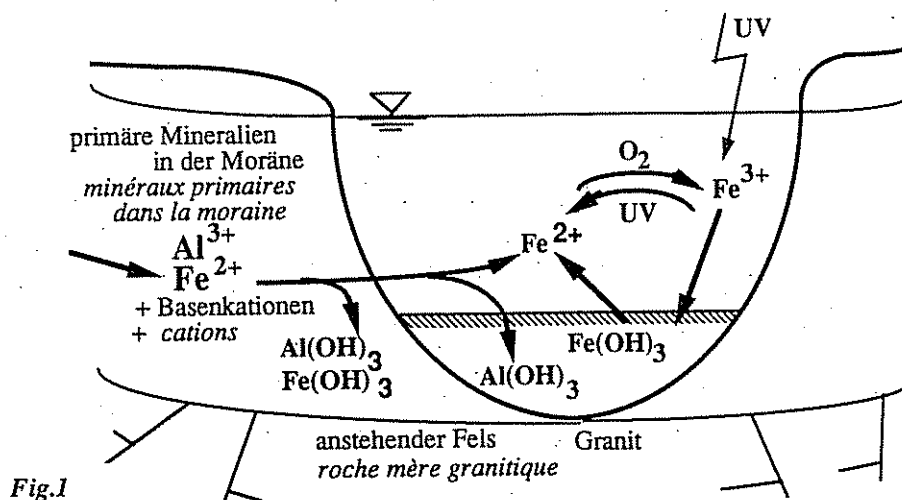


Fig.1

Verhalten von Eisen und Aluminium im Grundwasser und saurem Seewasser in einem alpinen Einzugsgebiet, das saure Niederschläge erhält.

Devenir du fer et de l'aluminium dans les eaux souterraines et l'eau d'un lac acide d'un bassin alpin recevant des dépôts acides

oxydé précipite puis sédimente sur le fond. Au contraire de l'aluminium qui se fixe partout sur les sédiments sous forme de floes microscopiques, les hydroxydes de fer(III) coagulent et forment des taches orangées, visibles à la surface des sédiments. Les hydroxydes d'aluminium sont blancs, amorphes, et dispersés sur les sédiments ; il n'est ni possible de voir $\text{Al}(\text{OH})_3$ à l'œil nu, ni de le détecter par diffraction des rayons X. Par contre, les hydroxydes de fer sont facilement visibles au travers d'une eau claire ; ils sont aussi amorphes aux rayons X, et coagulent en paillettes de quelques millimètres de long. La transformation de l'hydroxyde ferrique en goëthite est fortement retardée par la présence d'acide silicique, produit aussi de l'altération [4]. Cependant, les hydroxydes ferriques peuvent être à nouveau réduits pour donner du Fe^{2+} dissous ; cela conduit à un cycle du fer, cycle couplé à ceux des autres métaux et des nutriments [5].

1. SITE ÉTUDIÉ

Le lac Cristallina est localisé dans le massif cristallin des Alpes tessinoises, dans la vallée de la Maggia, à une altitude de 2400 m. Situé au-dessus de la limite des arbres, dans une zone à faible épaisseur de sols ne protégeant pas la roche mère constituée de gneiss granitique et de

blocs de granit, les échanges cationiques et les processus liés à la présence de la végétation y sont relativement mineurs par rapport à ce qui se passe dans les écosystèmes forestiers. Ainsi, ce lac constitue un cas particulièrement intéressant pour l'étude des interactions entre l'altération chimique, les dépôts acides, et le devenir du fer(II) et de l'aluminium dans les eaux acides. Les apports sont constitués par des précipitations annuelles (1,6 m en 1985), principalement sous forme de neige, et par un ruissellement annuel d'environ 1,2 m [6]. La superficie du bassin versant est de 17 ha, celle du lac de 0,75 ha. Le temps de séjour moyen de l'eau est de 1 à 2 semaines. Le pH moyen des précipitations est de 4,85 ; il est d'environ 5,0 pour la neige et 4,8 pour la pluie [7]. Si les dépôts secs ne contribuent pas de manière notable à l'ensemble des dépôts acides, la présence de nitrates (HNO_3) dans la neige en hiver et de sulfates en été est évidente. Le pH moyen de l'eau du lac est de 5,1, ce qui reflète une neutralisation partielle de l'acidité issue des dépôts.

Les principaux mécanismes permettant de neutraliser les dépôts acides sont l'altération chimique, et l'assimilation/réduction des nitrates. Les minéraux qui influencent la composition chimique du lac par leur altération sont les feldspaths plagioclases (30-45 %), l'orthoclase, un feldspath potassique (10-14 %), la biotite

VERHALTEN UND SCHICKSAL VON EISEN UND ALUMINIUM IM TESSINER BERGSEE CRISTALLINA

JERALD SCHNOOR, RUDOLF GIOVANOLI, LAURA SIGG, WERNER STUMM,
BARBARA SULZBERGER, JÜRIG ZOBRIST UND PHILIPPE BEHRA

In Gebieten, welche eine saure atmosphärische Deposition erhalten, werden nur dann saure Seen und Bäche gefunden, falls im Einzugsgebiet eine bestimmte Gesteinszusammensetzung auftritt und es ein besonderes hydrologisches Regime aufweist. Bedingt durch das kristalline Gestein und den raschen Abfluss des Wassers haben solche Gewässer natürlicherweise eine niedrige Alkalinität und einen geringen Gehalt an Basenkationen (Calcium, Magnesium, Natrium und Kalium). Unter dem Einfluss der zunehmenden Konzentration an starken Säuren und Ammonium im Niederschlag vermag die chemische Verwitterung der Gesteine den direkten Säureeintrag und die bei der Oxidation von Ammonium produzierte Säure (indirekter Säureeintrag) nicht mehr zu neutralisieren, und es resultiert eine Versauerung der Gewässer (die Säure-Neutralisationskapazität wird kleiner als Null). In diesen Gewässern finden sich erhöhte Konzentrationen an freiem Aluminium und manchmal auch an Eisen. Aluminiumgehalte grösser als 4 - 8 $\mu\text{mol/l}$ wirken toxisch auf Fische und andere aquatische Organismen [1]. Bei Aluminium ist auch bekannt, dass erhöhte Konzentrationen für die feinen Wurzeln der Bäume schädlich sind; dies könnte auch einer der Einflussfaktoren des Waldsterbens sein [2]. Aluminium- und Eisenoxide spielen eine wichtige Rolle in den biogeochemischen Kreisläufen der Spurenelemente, vor allem bei den Metallionen und einzelnen Nährstoffen [3]. Kenntnisse über das Verhalten und Schicksal von Eisen und Aluminium in sauren Gewässern sind notwendig, um den Zustand und die Dynamik der Ökosysteme zu verstehen.

Fig. 1 zeigt schematisch das Verhalten und den Stofffluss von Eisen und Aluminium in einer dünnen Moräne, die mit Wasser gesättigt ist. Mit dem Grundwasser und den Bächen werden das gelöste Aluminium und das zweiwertige Eisen in den See transportiert. Auf diesem Weg wird ein Teil des zweiwertigen Eisens oxidiert und als Hydroxid ausgefällt. Auch ein Teil des Aluminiums kann dabei ausfallen. Einmal im See, adsorbiert das Aluminium am Sediment und an Schwebstoffen oder es fällt bei einer pH-Erhöhung des Seewassers als fein verteil-

tes amorphes Aluminiumhydroxid aus. Als Folge dieser beiden Prozesse wird Aluminium aus der Wassersäule eliminiert. Allerdings löst sich das adsorbierte Aluminium und das Aluminiumhydroxid bei einer pH-Erniedrigung, welche häufig zur Zeit der Schneeschmelze oder bei Gewitterregen auftritt, teilweise wieder auf.

Eisen(II) zeigt ein komplexeres Verhalten. Unter den leicht sauren Bedingungen im See oxidiert Eisen(II) langsam zu Eisen(III) und fällt als Hydroxid aus, welches sedimentiert. Im Gegensatz zu den weissen Aluminiumhydroxiden, die sich auf der Sedimentoberfläche gleichmässig verteilen und weder optisch noch mit Röntgendiffraktion nachzuweisen sind, koagulieren die ebenfalls röntgenamorphen Eisen(III)hydroxide und bilden auf dem Seegrund deutlich sichtbare orange Flocken von einigen Millimetern Durchmesser. Die Umwandlung der Eisen(III)hydroxide zu Goethit wird durch die Anwesenheit von Kieselsäure, ebenfalls einem Verwitterungsprodukt, stark verlangsamt [4]. Neben dem Eintrag mit dem Grundwasser und den Bächen kann gelöstes Eisen(II) im See auch durch reduktive Auflösung von Eisen(III)hydroxiden gebildet werden [5].

1. SITUATION

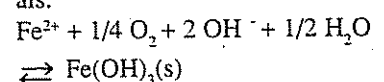
Der Lago Cristallina liegt am nördlichen Ende des Maggiatals in den kristallinen Tessiner Alpen auf einer Höhe von 2400 m.ü.M., d.h. über der Waldgrenze. Der See repräsentiert ein fast ideales Untersuchungsobjekt um die Beziehungen zwischen der chemischen Verwitterung, der sauren atmosphärischen Deposition und dem Verhalten von Eisen(II) und Aluminium in sauren Gewässern zu studieren. Bedingt durch seine Höhenlage ist im Einzugsgebiet des Sees die Bodenbedeckung sehr gering, an vielen Stellen tritt das Muttergestein, granitischer Gneiss und Granit, an die Oberfläche. Aus diesem Grund haben Kationenaustauschprozesse und die Vegetationsprozesse im Vergleich zu einem Waldökosystem eine nur geringe Bedeutung. Das Einzugsgebiet des Sees umfasst 17 ha, die Oberfläche des Sees beträgt 0.75 ha und die mittlere Aufenthaltszeit des Wassers im

See ist 1-2 Wochen. Die Niederschlags-höhe beträgt 1.6 m pro Jahr (1985), der grössere Teil fällt in Form von Schnee. Der Abfluss beläuft sich auf ungefähr 1.2 m [6]. Der Jahresmittelwert des pH-Werts im Niederschlag beträgt 4.85, wobei die pH-Werte im Sommer (Regen) etwas tiefer sind als jene im Winter (Schnee) [7]. Die Trockendeposition trägt wenig zum gesamten Säureeintrag bei, es gibt jedoch Hinweise auf eine Deposition von Salpetersäure (HNO_3) mit dem winterlichen Schnee und auf einen Eintrag von Sulfat im Sommer. Der Cristallinasee weist im Mittel einen pH-Wert von 5.1 auf. Dieser im Vergleich zum Niederschlag leicht höhere pH-Wert im Seewasser deutet auf eine partielle Neutralisation der Säure der atmosphärischen Deposition hin.

Die wichtigen Prozesse, welche in einem alpinen Einzugsgebiet den Säureeintrag aus der Atmosphäre und die bei der Oxidation und Assimilation von Ammonium produzierte Säure neutralisieren, sind die chemische Verwitterung und in geringerer Masse die Assimilation/Reduktion von Nitrat. Die Mineralien, welche durch ihre chemische Verwitterung einen Beitrag zu den gelösten Stoffen im See liefern, sind die folgenden: Plagioklasen, Ca, Na-Feldspäte (30-45%); Orthoklas, K-Feldspat (10-14%); Biotit (8-14%) und Epidot (2-4%) [8]. Ebenfalls einen Beitrag liefert Calcit, das in Form von Staub durch den Wind aus benachbarten Gebieten mit Dolomit und kalkhaltigen Bündnerschiefer-Formationen eingetragen wird.

2. REAKTIONSKINETIK

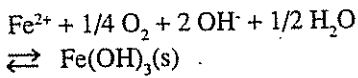
Eisen(II), das bei der chemischen Verwitterung von Biotit freigesetzt wird, kann bei den vorliegenden leicht sauren pH-Werten, auch unter aeroben Bedingungen, über grössere Distanzen transportiert werden. Im Laufe der Zeit wird Eisen(II) jedoch oxidiert und es bilden sich Eisen(III)hydroxide, die koagulieren und aussedimentieren. Die Oxidationsreaktion kann geschrieben werden als:



(8-14 %) et l'épidote (2-4 %) [8]. De la calcite est aussi apportée par des poussières à partir de régions dolomitiques et à schistes calcaires (Bündnerschiefer).

2. CINÉTIQUE

Le fer(II), formé à partir de l'altération de la biotite, peut être transporté sur de larges distances à faible pH, même dans des conditions aérobiques. Celui-ci est éventuellement oxydé en hydroxydes de fer(III) [9-11] qui flocculent et s'intègrent aux sédiments. Pour Fe^{2+} , la réaction d'oxydation globale peut s'écrire:



La cinétique de la réaction est fonction de la pression partielle en oxygène à saturation et du carré de la concentration en OH^- :

$$d[Fe^{2+}]/dt = -k [Fe^{2+}] [OH^-]^2 p_{O_2}$$

où k est la constante de vitesse égale à $8 \cdot 10^{13} l^2 \text{ min}^{-1} \text{ atm}^{-1} \text{ mol}^{-2}$ à 20 °C, t le temps



Fig. 2

2a) Ätzgruben in einem Feldspatkristall aus dem Cristallinagebiet. Das Korn ist angeätzt und ist mit einem Film bedeckt, der amorph erscheint. Mit blossem Auge jedoch ist seine gelbbraune Farbe sichtbar. Daher darf angenommen werden, dass der Film aus amorphem Eisen(III)hydroxid besteht.

a) Rainures sur un cristal de feldspath provenant du bassin du lac Cristallina. Le grain est corrodé et recouvert d'un film d'aspect amorphe, de couleur jaune-brun à l'œil nu. Cette pellicule est sans aucun doute constituée d'hydroxyde ferrique amorphe.

(en min), et p_{O_2} la pression partielle en oxygène (environ égale à 0,2 atm).

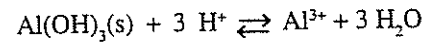
Stumm et Lee [10] ont, les premiers, étudié les vitesses de la réaction dans des conditions spécifiques correspondant à des eaux naturelles. Les protons et les ligands organiques se complexent à la surface des oxydes de fer et d'aluminium. Ces réactions de coordination sont rapides. La vitesse de la réaction est dépendante de la concentration ou de la fraction de sites de surface occupés par les protons ou les agents complexants. En ce qui concerne l'hydrolyse des oxydes, l'équation suivante a été proposée [12-14]:

$$d[Me^{n+}]/dt = -k_h (C_H^+)^n$$

où k_h est la constante de vitesse correspondant à l'attaque par les protons, $(C_H^+)^n$ la concentration des protons sur la surface (en mol m^{-2}) à la puissance n. Dans le cas

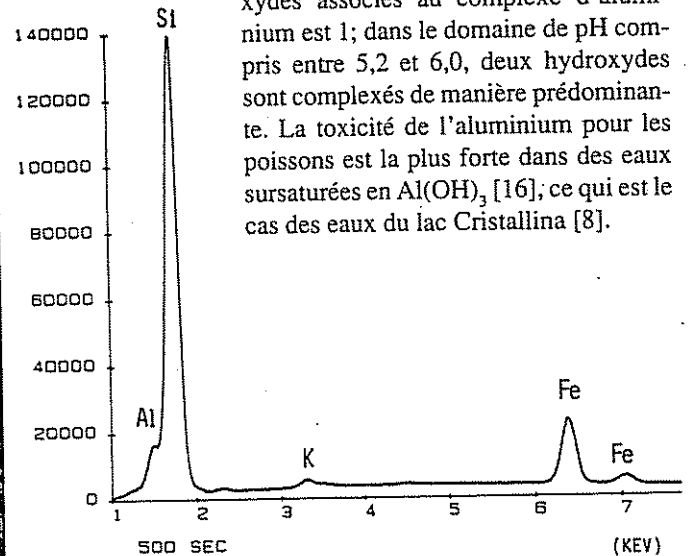
d'hydroxydes métalliques simples, n correspond à l'état d'oxydation de l'ion métallique.

Comme la solubilité des hydroxydes de fer est faible, leur hydrolyse n'est pas importante. Par contre, elle est critique pour l'hydroxyde d'aluminium amorphe. Les particules submicroniques de $Al(OH)_3$ se dissolvent et reprécipitent très rapidement lors de faibles variations de pH; ceci est dû à leur relative grande solubilité dans les eaux acides et à leur grande surface en relation avec leur état amorphe. La réaction de dissolution est contrôlée au niveau de la surface et se produit jusqu'à la saturation. Si la gibbsite contrôle le système, il est possible d'utiliser la relation d'équilibre suivante [15]:



$$K = 10^{+8.77}$$

À pH 5,1, le nombre moyen d'hydroxydes associés au complexe d'aluminium est 1; dans le domaine de pH compris entre 5,2 et 6,0, deux hydroxydes sont complexés de manière prédominante. La toxicité de l'aluminium pour les poissons est la plus forte dans des eaux sursaturées en $Al(OH)_3$ [16]; ce qui est le cas des eaux du lac Cristallina [8].



2b) Mikro-Röntgenfluoreszenzspektrum eines Quarz Korns (aus der Umgebung des Feldspatkristalls von Fig. 2a), aufgenommen im Rasterelektronenmikroskop. Das Spektrum zeigt sehr deutlich die Si- und Fe-Linien. Dies bestätigt die Annahme, dass es sich beim Film um einen amorphen Niederschlag von Eisen(III)hydroxid handelt. Die ebenfalls in geringen Intensitäten auftretenden K- und Al-Linien stammen wahrscheinlich von einem benachbarten Glimmer.

b) Spectre de fluorescence des rayons X d'un grain de quartz proche du feldspath de la figure 2a recueilli au microscope électronique à balayage. Le spectre révèle principalement la présence de Si et Fe, ce qui confirme que le film brúnâtre est bien de l'hydroxyde ferrique amorphe. De l'aluminium et du potassium, provenant probablement de la paillette de mica voisine, sont aussi mis en évidence

Die Kinetik der Eisen(II)-Oxidation hängt vom Partialdruck des Sauerstoffs bei Sättigung und dem Quadrat der Hydroxidionen-Konzentration ab.

$$d[\text{Fe}^{2+}]/dt = -k [\text{Fe}^{2+}] [\text{OH}^-]^2 p_{\text{O}_2}$$

wobei k die Geschwindigkeitskonstante ist. Sie beträgt $8 \times 10^{13} \text{ min}^{-1} \text{ atm}^{-1} \text{ M}^{-2}$ bei 20°C , t ist die Zeit in Minuten und p_{O_2} ist der Partialdruck von Sauerstoff (ungefähr 0.2 atm).

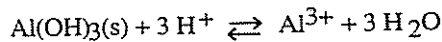
Unter den Bedingungen natürlicher Gewässer wurde die Kinetik dieser Reaktion zuerst von Stumm und Lee studiert [10].

An der Oberfläche von Aluminium- und Eisenoxiden laufen koordinationschemische Reaktionen mit Protonen und organischen Liganden ab. Diese Koordinationsreaktionen an der Grenzfläche von Mineralien sind relativ schnell. Der geschwindigkeitsbestimmende Schritt bei der Auflösung dieser Mineralien ist die Loslösung des koordinierten Metallions aus der Kristalloberflächen. Die Geschwindigkeit dieser Prozesse hängt von der Oberflächenkonzentration der spezifisch adsorbierten Protonen und/oder Liganden ab. Für die protonenkatalysierte Hydrolyse von Metallhydroxiden wird folgendes Geschwindigkeitsgesetz postuliert [12-14].

$$d[\text{M}^{+n}]/dt = -k_h (C_{\text{H}^+})^n$$

dabei ist k_h die Geschwindigkeitskonstante für die protonenkatalysierte Auflösung eines Minerals und C_{H^+} ist die Oberflächenkonzentration der Protonen, (mol m^{-2}). Bei einfachen Metallhydroxiden entspricht der Exponent n der Oxidationszahl des Metalles.

Da der Niederschlag von Eisen(III)hydroxid eine sehr geringe Löslichkeit aufweist, ist seine Hydrolyse unwichtig. Für amorphes Aluminiumhydroxid hingegen ist sie von Bedeutung. Bei einer geringen pH-Wert Änderung lösen sich die feindispersen Niederschläge von $\text{Al}(\text{OH})_3$ schnell auf, bzw. fallen aus. Dies ist eine Folge der relativ guten Löslichkeit des Hydroxids in einem leicht sauren Milieu und der grossen Oberfläche der amorphen Phase; also eine oberflächenkontrollierte Auflösungsreaktion. Bei der Berechnung des Lösungsgleichgewichts von Aluminiumhydroxid wird meistens jenes von natürlichem Gibbsit verwendet [14].



$$K = 10^{-8.77}$$

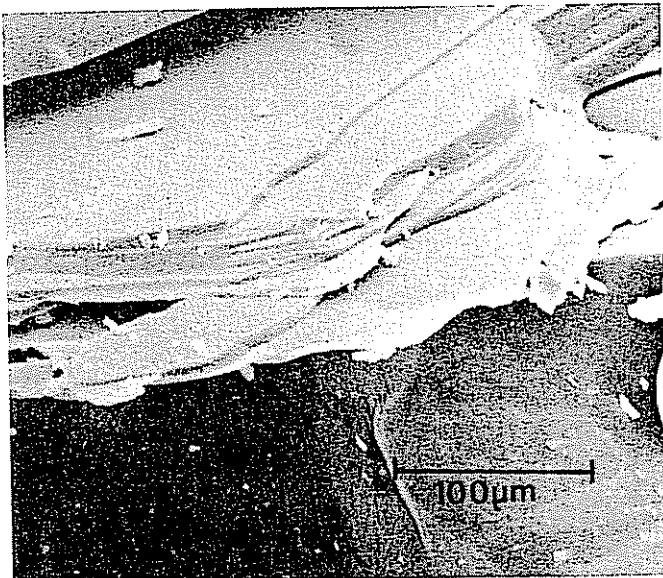
Bei einem pH-Wert von 5.1 sind im Mittel ein Hydroxidion und 5 Wassermoleküle als Liganden mit dem Aluminium koordiniert, und im pH-Bereich 5.2-6.0 sind es zwei Hydroxide und 4 Wassermoleküle. Die Toxizität von Aluminium gegenüber Fischen scheint in jenen Gewässern am grössten zu sein, die mit $\text{Al}(\text{OH})_3$ übersättigt sind [16]. Im Cristallinasee finden wir eine solche Übersättigung [8].

3. ELEKTRONENMIKROSKOPIE

Raster-Elektronenmikroskopie (SEM), Durchstrahl-Elektronenmikroskopie (TEM) und energiedispersive Mikroröntgen-Spektroskopie (EDX) wurden angewandt, um die im Einzugsgebiet des Cristallinasees auftretenden verwitterungsanfälligen Mineralien zu bestimmen. Diese Ergebnisse wurden auch für die Erstellung der geochemischen Mas-

senbilanz gebraucht. Fig. 2a und 2c zeigen Feldspat- und Biotitkristalle. Es sind die am meisten verwitterten Mineralien, welche im Seesediment und in Gesteinsbruchstücken gefunden wurden. Auf der Oberfläche der Körner von Plagioklase sind deutliche Ätzgruben sichtbar, diese treten sowohl längs den Linien eines Defekts in der Kristallstruktur, als auch über die Kornoberfläche verteilt, auf. Das Röntgenfluoreszenzspektrum des Quarz-Korns in Fig. 2b weist auf den Überzug von Eisenoxid hin, der auch visuell und mit SEM/EDX beobachtet wurde.

Obwohl zahlreiche Autoren die Kontrolle der Aluminiumlöslichkeit in sauren Gewässern durch Gibbsit postulieren, gelang es bis anhin nicht, in den nördlichen gemässigten Klimazonen, welche vom sauren Regen betroffen sind, die Existenz von Gibbsit mittels Röntgendiffraktion nachzuweisen. Das gebildete Aluminiumhydroxid ist amorph bezüglich Röntgenstrahlen. Auch das sekundäre Verwitterungsprodukt Kaolinit konnte in unseren Untersuchungen nicht nachgewiesen werden. Anscheinend ist die Temperatur zu gering und der Transport durch Wasser zu schnell, als dass sich Kaolinit bilden könnte. Selbst im Grundwasser, in dem relativ hohe Konzentrationen von Kieselsäure und hohe pH-Werte auftreten und das bezüglich Kaolinit übersättigt ist, konnte kein Kaolinit nachgewiesen werden. Fig. 3 präsentiert eine typische Raster-Elektronenmikroskopieaufnahme zusammen mit einer Karte der Elementenverteilung von verwitterten Biotit-Plättchen, welche aus der Feinfraktion des Sediments aus dem Cristallinasee stammen. Die Karten für die Verteilung von Si bzw. Fe zeigen Flächen mit einer hohen Dichte des Elements, welche auf quarzreiche Mineralkörner, bzw. auf Eisenhydroxidflocken, hinweisen. Demgegenüber ist die Verteilung des Elements Aluminium praktisch uniform über den ganzen Bildausschnitt. Dieser Befund weist auf eine Ausfällung von feinst verteiltem amorphem Aluminium-



2c) Raster-Elektronenmikroskopieaufnahme eines Pakets von Glimmerplättchen aus der Umgebung des Feldspatkristalls von 2a. Das Paket ist an den Kanten der Plättchen durch die Verwitterung angegriffen.

Photographie au microscope électronique d'un groupe de plaquettes de mica au voisinage des feldspaths de la fig. 2a. L'ensemble est altéré sur les côtés des plaquettes.

3. PHOTOGRAPHIES OBTENUES PAR MEB/MET/EDX

La Microscopie Électronique à Balayage (MEB), la Microscopie Électronique par Transmission (MET), ainsi que la Microspectroscopie des Rayons X (abréviation en anglais EDX) ont été utilisées pour déterminer les minéraux les plus altérables dans le bassin du lac Cristallina en relation avec le bilan de matière au niveau géochimique. La figure 2 (a et c) montre des cristaux de feldspath et de biotite qui constituent la majeure partie des minéraux altérés trouvés dans les sédiments et les fragments de roches. Des rainures apparaissent à la surface des grains de plagioclases. Ils sont disposés aussi bien en lignes épousant les défauts du cristal que de manière aléatoire sur sa surface. Un spectre de fluorescence des rayons X d'un grain de quartz met en évidence la présence d'un oxyde de fer, visible aussi bien à l'œil nu qu'avec les techniques MEB/EDX sur d'autres grains.

Bien que plusieurs auteurs aient noté un contrôle de la solubilité de la gibbsite dans les eaux acides, son existence dans les régions tempérées de l'hémisphère nord recevant des dépôts acides n'a pas pu être démontrée par l'utilisation de la diffraction des rayons X. L'hydroxyde d'aluminium formé n'est en effet pas détectable aux rayons X. La kaolinite, autre produit secondaire issu de l'altération, n'est pas non plus mise en évidence. Apparemment, les températures sont trop froides et le transport de l'eau trop rapide pour permettre la formation de ce minéral et cela même dans les eaux souterraines où d'une part le pH et la concentration en H_2SiO_4 sont relativement élevés, et d'autre part la kaolinite est sursaturée.

La figure 3 est une photographie MEB (carte de distribution des éléments) de plaquettes de biotite décomposée dans un échantillon de sédiments du lac Cristallina. Il apparaît sur la photographie des grains riches en quartz et des précipités d'hydroxydes ferriques, révélant la présence de Si et Fe respectivement. De son côté, l'aluminium est disposé uniformément sur la surface; la précipitation de minuscules particules d'hydroxyde d'aluminium amorphe a lieu partout sur le sédiment.

4. UN MODÈLE SIMPLE

Un modèle mathématique simple peut être élaboré afin de décrire le devenir et le transport du fer et de l'aluminium. Pour Fe^{2+} , la variation du flux de fer(II) dans le lac en fonction du temps est égale à la différence des flux de fer(II) rentrant et sortant, plus ou moins le flux dû aux réactions chimiques (oxydation/précipitation, et réduction):

$$V \left(\frac{d[Fe^{2+}]}{dt} \right) =$$

variation

$$Q [Fe^{2+}]_{in} - Q [Fe^{2+}]_{sortie}$$

entrée sortie

$$- V k_{ox} [Fe^{2+}] [O_2(aq)] [OH]^{-2}$$

oxydation/précipitation

$$+ V k_{red} \{>FeA-\}$$

réduction/dissolution

où V = volume du lac

Q = débit

$[Fe^{2+}]_{in}$ = concentration en fer(II) provenant des cours d'eau ou des infiltrations

k_{ox} = constante de vitesse pour la réaction d'oxydation ($3 \cdot 10^{-13} \text{ mol l}^{-1} \text{ min}^{-1}$ à 5°C)

$[O_2(aq)]$ = concentration en oxygène dissous ($3,75 \cdot 10^{-4} \text{ mol l}^{-1}$)

k_{red} = constante de vitesse pour la dissolution réductrice du Fe^{3+}

$\{>FeA-\}$ = concentration en complexant sur la surface.

Une des réactions conduisant à la réduction des hydroxydes de fer dans les systèmes naturels est la dissolution réductrice. Elle a lieu soit à l'interface eau-sédiment en conditions anoxiques, soit dans la zone oxiqne et photique où elle est induite par la lumière, et soit à l'interface redox en présence de fer(II) qui sert de catalyseur [5]. Dans le lac Cristallina, oxiqne jusqu'au fond, l'eau est claire (la concentration en matière en suspension est inférieure à 1 mg l^{-1}); les hydroxydes ferriques orangés, précipités à la surface des sédiments, sont ainsi exposés à la lumière du soleil. On peut donc s'attendre à ce que les processus photochimiques jouent un rôle non négligeable dans la dissolution réductrice des hydroxydes de fer(III). Aussi, un échantillon d'eau du lac prélevé dans la partie superficielle des sédiments a-t-il été exposé à la lumière blanche (filtrée à travers du verre pyrex) d'une lampe au xénon à 1000 W (4 kW m^{-2}). De cet échantillon contenant des

matières en suspension (5 g l^{-1}) avec une teneur en fer particulaire d'environ $0,3 \%$, un relargage de Fe^{2+} a été observé en quantité mesurable ($0,4 \mu\text{mol l}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Des variations diurnes et saisonnières de la concentration en fer(II) dissous pourraient alors se produire dans le lac Cristallina. Cependant, la teneur en matière organique est trop faible pour faciliter la dissolution réductrice (la concentration en carbone organique dissous est inférieure à $0,2 \text{ mg l}^{-1}$). En effet, Siffert [17] a montré que la photolyse des centres $Fe(III)$ en surface d'un hydroxyde de fer (III) qui sont coordonnés à des ions OH^- est moins efficace que celle de $Fe(III)$ coordonnés à des complexants organiques. À partir de cette remarque, nous admettons en première approximation que la principale source de fer (II) dissous se trouve dans les apports d'eau au lac.

En plus de cette hypothèse consistant à négliger le terme rendant compte de la réduction/dissolution de $Fe(III)$, le volume est supposé constant, et la concentration en $Fe(II)$ constante, $[Fe^{2+}]_{ss}$. Le bilan de matière ci-dessus conduit à la nouvelle équation qui donne une première approximation du devenir du fer(II) entrant dans un lac acide tel que le lac Cristallina:

$$[Fe^{2+}]_{ss} = \frac{[Fe^{2+}]_{in}}{(1 + t_0 k_{ox} [O_2(aq)] [OH]^{-2})}$$

où $t_0 = V/Q$, est le temps de séjour hydraulique (13 jours pour le lac Cristallina)

De cette équation, il vient qu'à pH 6, l'oxydation est le phénomène prépondérant et impose sa vitesse au système. La concentration $[Fe^{2+}]_{ss}$ devient très rapidement négligeable et la concentration en fer réduit n'est pas détectable. Par contre, lorsque le pH est inférieur à 5, du Fe^{2+} pourrait être observé même pour des temps de séjour supérieurs à 10 jours.

Cependant, dans le cas du lac Cristallina, nous avons montré expérimentalement au laboratoire que les processus photochimiques pourraient apporter une contribution supplémentaire aux concentrations en $Fe(II)$.

5. BILAN GÉOCHIMIQUE GLOBAL

Basé sur les analyses chimiques des eaux du lac et des précipitations pendant la période 1982-1988, le bilan géochimique global pour le bassin du lac Cristalli-

hydroxid im gesamten Sediment hin.

4. EINFACHE MODELLE

Einfache mathematische Modelle können entwickelt werden, die es erlauben, das Verhalten und den Transport von Eisen und Aluminium in einem sauren See aufzuzeigen. Für das Eisen(II)ion ist die Akkumulation im See gleich der Menge im Zulauf minus die Menge im Ausfluss plus oder minus die Masse, die im See durch eine Reduktion entsteht oder durch eine Oxidation bzw. Ausfällung verschwindet:

$$V(d[\text{Fe}^{2+}]/dt) = \text{Akkumulation}$$

$$Q[\text{Fe}^{2+}]_{\text{in}} - Q[\text{Fe}^{2+}]_{\text{Auslauf}}$$

$$-V \cdot k_{\text{ox}} [\text{Fe}^{2+}] [\text{O}_2(\text{aq})] [\text{OH}^-]^2$$

Oxidation/Fällung

$$+ V \cdot k_{\text{red}} \{>\text{FeA}^-\}$$

Reduktion/ Auflösung

wobei:

V = Seevolumen

Q = Wasserfluss im Ein- und Ablauf des Sees

$[\text{Fe}^{2+}]_{\text{in}}$ = Konzentration im Zufluss

k_{ox} = Geschwindigkeitskonstante der Oxidation = $3 \times 10^{-13} \text{ min}^{-1} \text{ mol l}^{-1}$ bei 5 °C

$[\text{O}_2(\text{aq})]$ = Konzentration an gelöstem Sauerstoff = $3.75 \times 10^{-4} \text{ mol l}^{-1}$

k_{red} = Geschwindigkeitskonstante der reduktiven Auflösung von Eisen(III)hydroxiden; $\{>\text{FeA}^-\}$ = Oberflächenkonzentration eines organischen spezifisch adsorbierten Liganden

Die reduktive Auflösung von Eisen(III)hydroxiden (letzter Term in Gleichung im Kästchen) erfolgt an der Sediment/Wasser-Grenze unter anoxischen Bedingungen; in der photischen, oxidischen Zone eines Oberflächengewässers durch lichtinduzierte Auflösung und an der Redoxgrenze via Eisen(II)-katalysierte Auflösung [5]. Der Cristallinasee ist bis auf den Grund oxidisch, und die orangefarbenen Eisen(III)hydroxid-Flocken auf dem Seegrund sind dank dem niedrigen Gehalt an Schwebstoffen ($< 1 \text{ mg/l}$) dem Sonnenlicht ausgesetzt. Es ist deshalb anzunehmen, dass bei der reduktiven Auflösung von Eisen(III)hydroxiden im Cristallinasee vor allem photochemische Prozesse eine Rolle spielen. Bei Bestrahlung einer Probe aus

dem Seegrund, welche 5g/l suspendiertes Material enthielt, dessen Anteil an partikulärem Eisen ca. 0.3% entsprach, mit weissem, durch Pyrexglas gefiltertem Licht einer 1000 Watt Xenon-Lampe ($I_0 \approx 4 \text{ kW/m}^2$), konnte unter Luftsauerstoff eine Freisetzung an Eisen(II) beobachtet werden (größenordnungsmässig $0.4 \mu\text{mol l}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Man wird deshalb im Cristallinasee tägliche und jahreszeitliche Schwankungen der Konzentration an gelöstem Eisen(II) erwarten. Der Gehalt an organischem Material im Cristallinasee ist sehr gering: die Konzentration des gelösten organischen Kohlenstoffes beträgt ca. 0.2 mg/l. Die Photolyse von oberflächenständigen Fe(III)-Zentren von Eisen(III)hydroxiden, welche mit OH-Ionen statt mit organischen Liganden koordiniert sind, ist weniger effizient [17]. In einer ersten Näherung nehmen wir daher an, dass im Cristallinasee die Hauptquelle von gelöstem Eisen(II) aus dem Zulauf stammt. Unter den zusätzlichen Annahmen eines konstanten Seevolumens und einer stationären Fe(II)-Konzentration, $[\text{Fe}^{2+}]_{\text{ss}}$, folgt aus der obigen Massenbilanz-Gleichung folgender Ausdruck:

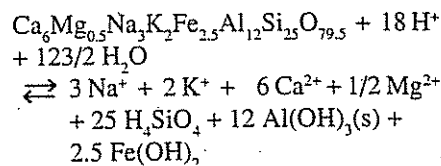
$$[\text{Fe}^{2+}]_{\text{ss}} = \frac{[\text{Fe}^{2+}]_{\text{in}}}{(1 + t_0 k_{\text{ox}} [\text{O}_2(\text{aq})] [\text{OH}^-]^2)}$$

dabei ist $t_0 = V/Q$, die hydraulische Retentionsszeit (ca 13 Tage für den Cristallinasee)

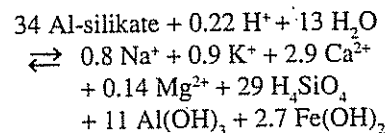
Unter diesen Bedingungen können bei einem pH-Wert von 6 keine analytisch nachweisbaren Konzentrationen von reduziertem Eisen auftreten, weil dessen Oxidation zu rasch ist. Erst falls der pH-Wert unter 5.0 liegt und die Aufenthaltszeit des Wassers grösser als 10 Tage ist, dürften messbare Fe^{2+} -Gehalte auftreten. Zusätzlich dürften die photochemischen Prozesse zum Aufbau der $[\text{Fe}^{2+}]$ -Konzentration beitragen.

5. GEOCHEMISCHE MASSENBI-LANZ

Basierend auf den chemischen Untersuchungen der Niederschläge, des Seewassers und der Gesteine während den Jahren 1982-88 kann für das Einzugsgebiet des Cristallinasees die folgende geochemische Massenbilanz in Form einer chemischen Reaktionsgleichung aufgestellt werden:



Jeder Liter Wasser, der durch den See fließt, löst 1 Mikromol des postulierten Aluminiumsilikats auf. Mit dieser Reaktion wird die saure Deposition neutralisiert und gleichzeitig werden Basenkationen, Kieselsäure, amorphes Aluminiumhydroxid und Eisen(II) freigesetzt. Nachträglich wird das Eisen(II) zu Eisen(III)hydroxid oxidiert, und ungefähr die Hälfte des Aluminiumhydroxids löst sich auf und erscheint als gelöstes Aluminium im Seeausfluss. Bezogen auf die Masse ($\text{kg ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) kann die Gesamtreaktion wie folgt geschrieben werden:



Der Protonenumsatz beläuft sich auf 224 Äquiv. $\text{ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. In den nördlichen gemässigten Klimazonen entspricht dieser Wert dem Schwellenwert für die Versauerung der am stärksten anfälligen Seen [18]. Von den 2.7 $\text{kg ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ $\text{Fe}(\text{OH})_2$, die bei der Verwitterung entstehen, wird praktisch alles zu festem Eisen(III)hydroxid ($3.2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) oxidiert, das im Boden und in den Sedimenten im Einzugsgebiet verbleibt. Somit kann im wesentlichen mit der geochemischen Massenbilanz und der Kinetik der Eisenoxidation das Verhalten von Eisen und Aluminium im Einzugsgebiet des Cristallinasees beschrieben werden.

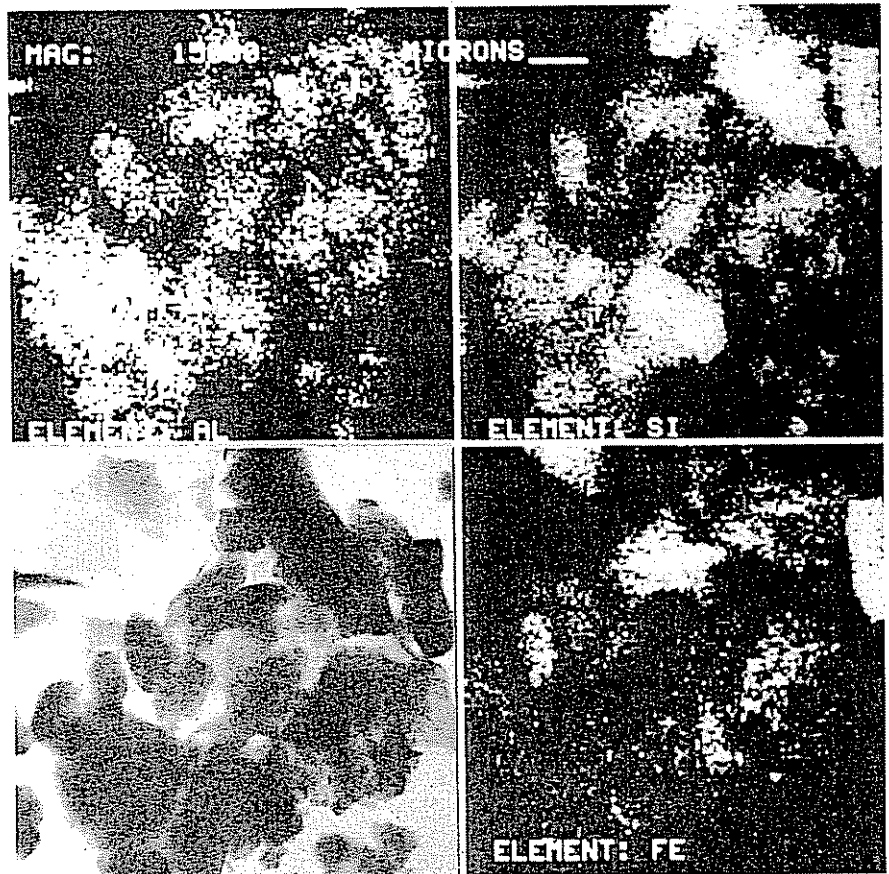
6. SCHLUSSFOLGERUNGEN

Elektronenmikroskopische Aufnahmen erlaubten es, die am stärksten verwitterten Mineralien im Einzugsgebiet des Cristallinasees zu bestimmen; es sind dies Feldspäte mit variabler Zusammensetzung und Biotit.

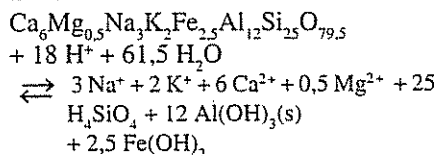
Die Verwitterung der Feldspäte liefern einen Beitrag zur Calcium-, Natrium- und Kalium-Konzentration im See. Geringe Mengen von Epidot ($\text{Ca}_2(\text{Al,Fe})_3(\text{SiO}_3)_3\text{OH}$), einem hydratisierten Feldspat, und kleinere Mengen von kalkhaltigem durch den Wind eingetragenen Staub geben auch Calcium in den See ab.

Fig. 3

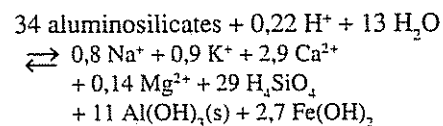
Cartes de distribution des éléments d'un échantillon de sédiments, obtenues au microscope électronique par transmission en mode balayage. Al, Si et Fe sont mis en évidence par leur propre rayonnement fluorescent aux rayons X. L'image en bas à gauche (transmission et balayage) montre la zone étudiée. Le signal de Si épouse pratiquement les contours des particules, alors que celui de Fe fait apparaître (i) sur le côté droit de la photographie un paquet de plaquettes de biotite sur la tranche, et (ii) dans le reste de l'image, des agrégats ne correspondant à rien dans la photographie de référence (située en bas à gauche). Le signal de Al est plus qu'uniformément réparti sur toute la figure, ce qui indique que l'aluminium est sous forme de très petites particules d'hydroxyde amorphe



na est le suivant:



Chaque litre d'eau qui traverse le lac Cristallina dissout une micromole de cet hypothétique aluminosilicate. Cette dissolution permet la neutralisation des dépôts acides et s'accompagne d'une libération de cations, de silice dissoute, d'hydroxyde d'aluminium amorphe, et de fer(II) dissous qui est ensuite oxydé en hydroxyde ferrique. Environ la moitié de $\text{Al}(\text{OH})_3$ est redissous puis présent sous forme inorganique dans les eaux en aval. Exprimée en masse ($\text{kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$), l'équation de bilan précédente devient:



La quantité de protons qui se déposent est estimée à $224 \text{ éq ha}^{-1} \text{an}^{-1}$. Cette valeur est une limite pour l'acidification de la plupart des lacs sensibles dans des régions à climat tempéré de l'hémisphère nord [19]. $\text{Fe}(\text{OH})_2$ ainsi libéré par l'altération de la roche ($2,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$) est pratiquement totalement oxydé et demeure dans le bassin sous forme d'hydroxyde ferrique ($3,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$) qui précipite dans les sols et les sédiments. Dans une large mesure, le bilan géochimique glo-

bal associé à la cinétique d'oxydation du fer(II) décrit le devenir du fer et de l'aluminium dans le bassin du lac Cristallina.

6. CONCLUSIONS

La microscopie électronique a permis de mettre en évidence les minéraux altérables dans le bassin du lac Cristallina. Ce sont d'une part des feldspaths de nature minéralogique variée, et d'autre part de la biotite. Les premiers fournissent des ions calcium, potassium et sodium au lac. De petites quantités d'épidote (un silicate hydraté, $\text{Ca}_2(\text{Al,Fe})_3(\text{SiO}_3)_3(\text{OH})$) et des traces de poussières calcaires apportées par le vent peuvent aussi être à l'origine du calcium. La biotite est une source de magnésium, de potassium et de fer réduit pour les eaux souterraines et l'eau du lac. Le fer ferreux issu de l'altération de la biotite est éventuellement oxydé. À partir d'une étude spectroscopique des sédiments, il apparaît soit sous forme de floes d'hydroxydes ferriques, soit sous forme de pellicules à la surface de minéraux. Quant à l'aluminium issu de l'altération des aluminosilicates, il précipite sous la forme d'hydroxyde d'aluminium amorphe submicronique. Ces petites particules se répartissent sur tout le sédiment. Elles sont sujettes à redissolution et précipitation rapides en fonction des variations

du pH de ces eaux acides. Un modèle mathématique simple permet de montrer que, si le pH de l'eau d'un lac est inférieur ou égal à 5, la concentration en Fe^{2+} peut être significative et rester constante. Du bilan géochimique global, il résulte que l'altération de $34 \text{ kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$ de roche est nécessaire à la neutralisation des $224 \text{ éq ha}^{-1} \text{an}^{-1}$ d'acidité et à la production de $30 \text{ éq ha}^{-1} \text{an}^{-1}$ d'hydroxyde de fer et $140 \text{ éq ha}^{-1} \text{an}^{-1}$ d'hydroxyde d'aluminium.

Le lac Cristallina représente un système idéal pour vérifier les hypothèses concernant le cycle du fer dans les eaux naturelles acidifiées. Des études complémentaires sont envisagées afin de mieux comprendre le cycle du fer dans ce lac, afin notamment d'étudier les variations de la concentration en $\text{Fe}(\text{II})$ pendant un jour ensoleillé. Ainsi, nous espérons obtenir des indications sur l'importance de la réduction d'hydroxydes de fer (III) induite par la lumière en tant que source de fer (II) dissous.

Traduction française par Philippe Behra.

Karten der Elementeverteilung, die von einer Sedimentprobe im Durchstrahl-Elektronenmikroskop mit Raster-einstellung gemacht wurden. Die Elemente Al, Si und Fe werden durch ihre charakteristische Röntgenfluoreszenzstrahlung nachgewiesen. Die Abbildung unten links zeigt die untersuchten Partikel im Durchstrahl-Elektronenmikroskop mit Rastereinstellung. Die Flächen des Si-Signals entsprechen ungefähr den Konturen der Teilchen. Beim Fe-Signal deutet die rechte Seite der Abbildung auf ein Paket von Biotit-Plättchen hin, währenddem es auf dem restlichen Bild wohl Anhäufungen gibt, deren Strukturen jedoch nicht mit dem Referenzbild unten links übereinstimmen. Das Al-Signal ist beinahe gleichmässig über den ganzen Bildausschnitt verteilt. Dieser Befund weist auf die feinen Partikel von amorphem Aluminiumhydroxid hin.

Biotit repräsentiert die wichtige Quelle für Magnesium, Kalium und reduziertem Eisen im Grund- und Seewasser. Eisen(II) aus der Verwitterung von Biotit wird grösstenteils oxidiert und bildet amorphes Eisen(III)hydroxid, das spektroskopisch in den Sedimenten und als Belag auf Mineralien gefunden wurde. Aluminiumionen, die aus der Verwitterung der Aluminiumsilikate stammen, fallen als feindisperses und amorphes Aluminiumhydroxid aus, das mit Hilfe einer erweiterten Raster-Elektronenmikroskopietechnik überall in den Sedimenten beobachtet wurde. Diese feindispersen Aluminiumniederschläge können bei einer pH-Änderung des Wassers relativ schnell aufgelöst werden, bzw. sie fallen wieder schnell aus. Mit Hilfe eines einfachen mathematischen Modells konnte gezeigt werden, dass in Seen mit einem pH-Wert unter 5 deutlich messbare Eisen(II)-Konzentration auftreten.

Aus der geochemischen Massenbilanz resultiert eine Verwitterungsrate von 34 kg Gestein ha⁻¹ Jahr⁻¹. Dabei werden 224 Äquiv ha⁻¹ Jahr⁻¹ starke Säuren (Acidität) neutralisiert und 30 Äquiv ha⁻¹ Jahr⁻¹ Eisenhydroxide und ca. 60 Äquiv ha⁻¹ Jahr⁻¹ Aluminiumhydroxid gebildet.

Es ist geplant, in weiteren Untersuchungen mehr Einblick in den Eisenkreislauf des Cristallinasees zu gewinnen. Vor allem soll die tägliche Schwankung der Eisen(II)-Konzentration an einem sonnigen Tag gemessen werden. Wir erhoffen uns davon, mehr Anhaltspunkte darüber zu erhalten, ob die lichtinduzierte Auflösung von Eisen(III)-hydroxiden auch eine Quelle von gelöstem zweiwertigem Eisen ist. Der Cristallinasee ist für uns ein geeignetes Testobjekt zur Überprüfung von Hypothesen über den Eisenkreislauf in einem natürlichen sauren Gewässer.

- [1] C.T. Driscoll and W.D. Schecher, Aluminum in the environment. In: Metal Ions in Biological Systems, Vol. 24, H. Sigel, A. Sigel (Eds.), Marcel Dekker, Inc., New York, 1988.
- [2] B. Ulrich, interaction of indirect and direct effects of air pollutants in forests. In: Air Pollution and Plants, C. Troyanowsky (Ed.), VCH Publishers, Deerfield Beach, Florida, 1984.
- [3] J.R. White and C.T. Driscoll, Zinc cycling in an acidic Adirondack Lake, Environ. Sci. Technol., 21, 211-216, (1987).
- [4] R.M. Cornell and R. Giovanoli, The influence of silicate species on the morphology of goethite (alpha-FeOOH) grown from ferrihydrite, Chem. Comm., J. Chem. Soc., London, 413, (1987).
- [5] Sulzberger, B., Suter, D., Siffert, C., BAnwart, S., Stumm, W.: Dissolution of Fe(III)(hydr)oxides in natural waters; laboratory assessment on the kinetics controlled by surface coordination, Marine Chemistry, accepted.
- [6] J. Zobrist et al., Buffering mechanisms in acidified alpine lakes. In: Reversibility of Acidification, H. Barth (Ed.), Elsevier Applied Science, Barking UK, 95-103, 1987.
- [7] R. Mosello and G. Tartari, Effects of acid precipitation on subalpine lakes, Water Quality Bull., 96-100, (1983).
- [8] R. Giovanoli et al., Chemical weathering of crystalline rocks in the catchment area of acidic ticino lakes, Switzerland, Clays and Clay Minerals, 36, 521-529, (1988).
- [9] W. Stumm and J.J. Morgan, Aquatic Chemistry, Second Edition, Wiley-Interscience, New York, 1981.
- [10] W. Stumm and G.F. Lee, Oxygenation of ferrous iron, Industrial and Engineering Chemistry, 53, 143-46, (1961).
- [11] P.C. Singer and W. Stumm, Science, 167, 3921, (1970).
- [12] G. Furrer and W. Stumm, The coordination chemistry of weathering: I. Dissolution kinetics of delta-Al₂O₃ and BeO, Geochim. Cosmochim. Acta, 50, 1847-60, (1986).
- [13] B. Zinder, G. Furrer, and W. Stumm, The coordi-

- nation chemistry of weathering: II. Dissolution of Fe(III) oxides, Geochim. Cosmochim. Acta, 50, 1861-69, (1986).
- [14] E. Wieland, B. Wehrli, and W. Stumm, The coordination chemistry of weathering: III. A generalization on the dissolution rates of minerals, Geochim. Cosmochim. Acta, 52, 1969-81, (1988).
- [15] N.M. Johnson, Acid rain, dissolved aluminum and chemical weathering at the Hubbard Brook Experimental Forest, Geochim. Cosmochim. Acta, 46, 1421, (1981).

- [16] J.P. Baker and C.L. Schofield, Aluminium toxicity to fish in acidic waters, Water Air Soil Pollut., 18, 289, (1982).
- [17] Chr. Siffert, L'effet de la lumière sur la dissolution des oxydes de fer(III) dans les milieux aqueux, Diss. ETHZ (1989).
- [18] R.J. Hall et al., Ecology, 61, 976, Experimental acidification of a stream in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire, (1980).
- [19] J.L. Schnoor and W. Stumm, The role of chemical weathering in the neutralization of acidic deposition, Schweiz. Z. Hydrol., 48/2, 171-95, (1986).

Jerald L. Schnoor est professeur et président du Département de Génie Civil et de l'Environnement à l'Université d'Iowa (USA). Depuis 1982, il collabore avec l'EAWAG, où il a séjourné durant de brèves périodes et où il a aussi passé deux congés sabbatiques en 1982 et 1988. Sa recherche porte sur la modélisation de la chimie de l'eau, plus particulièrement sur le devenir et le transport de polluants dans les eaux naturelles. Avec le Prof. Werner Stumm et des chercheurs de l'EAWAG, il a conçu et initié la recherche sur les dépôts acides concernant le lac Cristallina situé dans les Alpes tessinoises.



Jerald L. Schnoor ist Professor und Vorsteher der Abteilung für Bauingenieur- und Umweltingenieurwesen an der Universität Iowa, USA. Seit 1982 arbeitet er mit der EAWAG zusammen. 1982 und 1988, sowie während weiteren kürzeren Perioden wollte er hier als Gastprofessor. Sein Interesse gilt der Modellierung aquatischer chemischer Prozesse, im besonderen dem Schicksal und dem Transport von Verunreinigungen. Zusammen mit Professor Stumm und weiteren EAWAG Mitarbeitern hat er die Forschung über die saure atmosphärische Deposition am Beispiel des Cristallinasee konzipiert und bei der Durchführung mitgeholfen.

Rudolf Giovanoli est professeur à l'Institut de Chimie Inorganique, Analytique et Physique à l'Université de Bâle. Il supervise le Laboratoire de Microscopie Électronique et collabore dans ce domaine ainsi que dans celui de la diffraction des rayons X avec l'EAWAG depuis 1973. Son principal sujet de recherche porte sur la réactivité des solides finement divisés. En collaboration avec des chercheurs de l'EAWAG, il a participé à l'étude des particules inorganiques dans les lacs de Zurich, de Constance, et les lacs acides du Tessin.



Rudolf Giovanoli ist Professor am Institut für anorganische, analytische und physikalische Chemie der Universität Bern. Als Leiter des Laboratoriums für Elektronenmikroskopie und auch auf dem Gebiet der Röntgendiffraktometrie arbeitet er seit 1973 mit der EAWAG in Forschungsprojekten zusammen. So hat er mit EAWAG Kollegen die anorganische Fraktion der suspendierten Stoffe aus dem Zürichsee, Bodensee und den sauren Tessiner Bergseen untersucht.

COMBIEN D'EAU RÉSIDUELLE FAUT-IL AUX ORGANISMES

DES EAUX COURANTES ?*

UELI BUNDI, ELIE EICHENBERGER, PETER BAUMANN, UELI SIEBER, ARMIN PETER, PETER REICHERT, JÜRIG ZOBRIST, HANS BURKHALTER, PETER PERRET, URSULA SINGENBERGER

Cette question se pose dans tous les cas où l'utilisation des eaux s'accompagne du souci d'y maintenir les communautés d'organismes aquatiques. Elle est aussi particulièrement actuelle, car elle s'inscrit dans le cadre de la révision en cours de la loi sur la protection des eaux.

Le projet de révision élaboré par le Conseil fédéral prévoit une procédure à deux étapes pour la détermination de quantités appropriées d'eau résiduelle: d'une part, la loi proposera des quantités minimales obligatoires (art. 31); d'autre part, les cantons devront majorer ces quantités minimales, à condition que cette mesure fasse suite à une juste évaluation des arguments pour et contre le captage des eaux (art. 33). Parmi les facteurs s'opposant à un captage des eaux figurent, entre autres, la protection des eaux en tant que biotopes, le maintien de la richesse en espèces animales et végétales dans les eaux et dans leur environnement, ainsi que la sauvegarde de leur faune piscicole.

Si l'on veut mieux protéger les biotopes aquatiques, il importe d'approfondir ses connaissances sur les incidences écologiques d'un captage des eaux. C'est pourquoi la question inscrite en tête de cet article a été posée au sujet des eaux résiduelles de la Töss (ZH), du Schächenbach (Uri) et du Niemet (GR). Ainsi a eu lieu en 1987/88 une "Etude visant à élaborer des critères écologiques pour l'évaluation et la fixation de quantités d'eau résiduelle dans les eaux courantes", avec le soutien financier de l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage [1].

OBJET DES ANALYSES

Dans chacun des cours d'eau ont été analysés une section en amont et une ou deux sections en aval de la prise d'eau. Les analyses se sont concentrées sur la description des biotopes du cours d'eau, ainsi que sur la présence des organismes benthiques et des poissons en fonction du régime des eaux. Sur le terrain, il s'est agi

de déterminer:

- la topographie du lit du cours d'eau
- les débits, les courants et les profondeurs,
- la carte des habitats (biotopes),
- les caractéristiques des habitats,
- la présence des microorganismes,
- la présence des macroinvertébrés selon l'habitat,
- la composition de la population des poissons,
- l'évolution de la température,
- la composition chimique de l'eau.

La caractérisation des conditions hydrologiques s'est basée sur des analyses effectuées par d'autres chercheurs. Les conditions hydrauliques des sections analysées ont été déterminées à partir de nos propres observations et calculs. Les ouvrages déjà consacrés à ce thème ont permis, d'une part, d'évaluer les résultats d'études analogues et, d'autre part, de réunir des informations sur les sites préférentiels des organismes vivant dans les eaux courantes.

Caractérisation des objets d'analyse

Les éléments de caractérisation sont rassemblés dans le tableau 1. Les sections analysées ont été classées selon l'ordre suivant:

Töss:

- Prise d'eau de Schöntal/Unter-Rikon (altitude: 500 m)
- Section de référence: 400 m en amont
 - Section d'eau résiduelle N°1: 300 m en aval
 - Section d'eau résiduelle N°2: 700 m en aval.

Schächen:

- Prise d'eau de Unterschächen (987 m)
- Section de référence: à Vorder-schächen, 2,5 km en amont
 - Section d'eau résiduelle: 300 m

en aval

Niemet:

- Prise d'eau en amont de Alp Niemet (1948 m)
- Section de référence: immédiatement en amont
 - Section d'eau résiduelle N°1: 600 m en aval
 - Section d'eau résiduelle N°2: 2 km en aval.

CONSÉQUENCES DU CAPTAGE D'EAU

a) Structure des habitats, présence d'algues

Le captage d'eau a pour effet de réduire l'espace vital, et de diminuer et d'uniformiser la vitesse d'écoulement (tableau 2).

La diminution de la vitesse d'écoulement va de pair avec une réduction de l'action mécanique et des capacités de transport de l'eau, ce qui entraîne une augmentation du nombre des algues (tableau 3) et du taux de sédimentation des particules fines. Si la présence des algues atteint une certaine densité, le courant subit une nouvelle réduction et la sédimentation des particules fines s'accroît. Il en résulte une plus grande consommation d'oxygène, due à une élimination accrue de substances organiques, une diminution des échanges d'eau et de substances entre l'eau libre et le système interstitiel du fond du cours d'eau, et ainsi une carence en oxygène sur et dans le fond du ruisseau.

b) Régime des températures

Comme des quantités réduites d'eau s'écoulent, leur adaptation à la température de l'air (réchauffement en été, refroidissement en hiver) s'effectue plus vite (exemple: Töss). Les afflux d'eau souterraine peuvent aussi exercer une influence contraire sur les eaux résiduelles: dans le Schächenbach, par exemple, on observe parfois, selon la température (et le chi-

*Sie finden den deutschen Text im Jahresbericht der EAWAG (Mai 1989). Aus Platzgründen erscheinen Text und Tabelle 3 nur auf französisch.

misme), un réchauffement de l'eau en hiver et un refroidissement en été. De telles variations du régime des températures peuvent accélérer ou retarder des cycles de développement d'insectes, et présentent de graves dangers pour la reproduction. Les phases de développement peuvent être raccourcies ou prolongées, et l'insecte adulte risque de quitter le ruisseau à un moment où les conditions climatiques ne s'y prêtent pas.

Variations de température caractéristiques en 1987/88

<p>Töss: La température des eaux résiduelles est supérieure à celle de la section de référence: Moyenne annuelle: + 1,3°C Moyenne journalière max.: + 0,9°C Moyenne journalière min.: + 1,7°C Les différences entre les maxima journaliers varient de -4°C à +7°C, avec des accroissements de température nettement supérieurs dans les sections d'eau résiduelle.</p>	<p>Schächen: Température de février - Section de référence 0-1°C - Section d'eau résiduelle env. 6°C</p>
---	--

Tableau/Tabelle 1 Charakterisierung der Untersuchungsobjekte/ Caractérisation des objets d'analyse

MQ arithmetischer Mittelwert der Abflussmengen (= Jahresabflussmenge geteilt durch Anzahl Sekunden pro Jahr)/ *Moyenne arithmétique des débits (= débits annuel divisé par le nombre de secondes par an)*

Q_x (z.B. Q₁₈₂) = jene Abflussmenge, die an x (182) Tagen pro Jahr überschritten wird, oder umgekehrt, an 365-x (z.B. 183) Tagen pro Jahr unterschritten wird/*Débit d'eau dépassée x (182) jours par an, ou, à l'inverse, non atteinte 365-x (183) jours par an.*

NQ Niederabflussmenge, d.h. tiefster jährlicher Tagesmittelwert/ *Débit minimal, ou valeur journalière la plus basse dans une année*

Gewässer Cours d'eau	Töss		Schächenbach		Niemet	
	Referenz- strecke réf. eau résiduelle	Restwasser- strecken eau résiduelle	ohne Ent- nahme sans captage	Restwasser- strecke eau résiduelle	Referenz- strecke réf. eau résiduelle	Restwasser- strecke eau résiduelle
MQ	4,2	2,5	3,7	1,2	0,51)	- ¹⁾
Q ₁₈₂	2,3	0,75	2,1	0,6		
Q ₃₀₀	1,0	0,35	1,0	0,4		
Q ₃₄₇	0,6	0,0	0,8	0,4	0,05 ¹⁾	- ¹⁾
NQ	0,35	0,0	0,7	0,37		
Q _{REGSchG} ²⁾	0,31		0,37		0,05 ¹⁾	
Höhe der Wasser- entnahme [m.ü.M]. <i>Altitude du captage</i>	500		987		1950	
Max. Wasserentnahme <i>Prélèvement maximal [m3/s]</i>	4,5		5,75		unbekannt <i>inconnu</i>	
Dotiermenge <i>Quantité dote [m³/s]</i>	praktisch 0		0		0	
Grösse des Einzugsgebietes <i>Superficie du bassin [km²]</i>	150		60		10	
Vergletscherung des Einzugsgebietes <i>Régime glaciaire [%]</i>	0		7		5	
Besondere Merkmale Im Restwasserbereich während 20-30 Tagen pro Jahr kein Abfluss. Starke Verbauung: Seitliche Befestigungen, treppenartiges Längsprofil mit Stufenlängen von rund 100m und -höhen von ca. 1m. Particularités <i>Pas de débit 20-30 jours par an dans la section d'eau résiduelle. Aménagements importants: consolidations, latérales de profil longitudinal en escalier (degrés de 100 m de long et de 1 m de haut)</i>			Wird kurz unterhalb Fassung durch Bäche und Grundwasser mit relativ konstanter Wassermenge neu gespiesen. <i>Réalimenté en aval du captage par ruisseaux et eau souterraine en quantité relativement constante</i>		Erhält unterhalb Fassung seitliche Zuflüsse und führt nach ca. 500 m wieder ganzjährig Wasser <i>Reçoit affluents en aval du captage; présence d'eau toute l'année au bout de 500m.</i>	

¹⁾ Die Abflusswerte für den Niemet wurden anhand vergleichbarer Gebiete geschätzt. Die Werte für die Restwasserstrecke sind unbekannt/ *Les valeurs de débit du Niemet ont été évaluées à partir de zones comparables; Inconnues en ce qui concerne les eaux résiduelles.*

²⁾ Q_{REGSchG} = Mindestrestwassermenge gemäss Revisionsentwurf für das Gewässerschutzgesetz/ *Quantité d'eau résiduelle minimale conforme au projet de révision de la loi sur la protection des eaux.*

c) Microbenthos (notamment Ciliates)

En raison du développement ultra-rapide des Ciliates monocellulaires (générations de quelques jours ou de moindre durée), le microbenthos réagit très vite aux variations des conditions environnantes, tant sur le plan de sa densité que de sa composition. Les observations en ce qui concerne la population doivent donc faire l'objet d'une interprétation scrupuleuse par rapport aux conditions locales antérieures. Il est indéniable que certaines espèces de Ciliates se développent par suite de l'augmentation (due à la diminution du courant) des fines particules organiques sédimentaires, soit parce qu'elles les récupèrent, soit parce qu'elles vivent de bactéries qui, elles-mêmes, récupèrent les fines particules. Les populations de Ciliates connaissent une évolution analogue en cas de réduction de la vitesse du courant et en cas de forte présence organique.

d) Macroinvertébrés

En période de haut régime des eaux, habituellement au printemps et en été, les populations de macroinvertébrés ne présentent que des changements relativement minimes dans les sections d'eau résiduelle de la Töss et du Schächenbach par rapport à la section de référence ; cette constatation vaut surtout pour les habitants du substrat de gravier. (Un haut régime des eaux pendant plusieurs jours ou semaines n'est possible, à vrai dire, que si le prélèvement maximal d'eau n'excède pas un certain seuil !). La biocénose hautement spécifique des surfaces lisses de rochers (par exemple, dans le Schächenbach) est très sensible aux prélèvements d'eau; les surfaces stables offrent des conditions si favorables aux algues filamenteuses que celles-ci y connaissent une croissance précoce. Ces épaisses couches d'algues offrent, par contre, des conditions de vie défavorables à la faune des rochers friande de courant. A l'époque des basses-eaux de l'automne, causées par le prélèvement d'eau, les différences sont sensibles, dans la structure des communautés de macroinvertébrés, entre les sections d'eau résiduelle et les sections de référence, même dans le substrat de gravier. La réduction du courant et la densité croissante d'algues qui en résulte favorisent le développement des Chironomidés, une famille très riche en espèces chez nous. En revanche, les habitants typiques des eaux vives de ruisseaux, telles que **plécoptères, éphémères et trichoptères**, subissent une régression relative et par-

fois même absolue (cf. tableau 3). Cette évolution a également été observée à l'occasion de précédentes analyses d'eaux résiduelles alpêtres, de même qu'aux Etats-Unis.

e) Poissons

Le captage d'eau porte un grave préjudice aux habitats des poissons. Or, pour que les communautés de poissons puissent maintenir leur cycle de vie naturel, elles sont tributaires de la pleine capacité de fonctionnement des différentes composantes de leur habitat (zone de frai, lieu de séjour des alevins et des petits poissons, territoire alimentaire, abris et zones de migration). Les besoins des poissons en ce qui concerne l'habitat varient non seulement d'une saison à l'autre, mais aussi au cours des différentes étapes de leur vie. La prolifération des algues et la sédimentation de fines particules modifient les zones de frai. Ainsi, les chances de survie sont compromises, voire réduites à néant pour les oeufs déposés dans le gravier et pour les alevins. De par la diminution du lit du ruisseau et la baisse du niveau d'eau, les espaces où les poissons peuvent s'abriter du danger sont plus restreints dans les sections d'eau résiduelle. Le nombre des abris disponibles joue pourtant un rôle crucial pour la survie d'une population. La réduction de la densité des truites observée dans les eaux résiduelles de la Töss et du Niemet (par rapport à la longueur du ruisseau) est de l'ordre de 60% ; ce phénomène s'explique en premier lieu par l'insuffisance des abris. Les sections d'eau résiduelle et les ouvrages de captage d'eau entravent ou empêchent même aussi la migration des poissons. La perturbation des habitats due au prélèvement d'eau peut rendre nécessaire une intervention humaine permettant la survie de populations (alevinage). D'un point de vue écologique, cette démarche ne peut toutefois compenser la perte d'une population autochtone et locale, résultant d'un processus de sélection naturelle amorcé il y a mille ans.

INTERPRÉTATION DES RÉPERCUSSIONS BIOLOGIQUES DES CAPTAGES D'EAU

Pour la protection des eaux contre toute pollution, des objectifs de qualité ont été définis qui concernent aussi les intérêts écologiques et biologiques des

eaux courantes (cf. ordonnance sur le déversement des eaux usées, article 1, paragraphes 2 et 4). Ces objectifs demeurent incontestés. Leur application judicieuse aux dommages causés par les captages d'eau, étayée par les présentes analyses, aboutirait aux exigences suivantes:

Objectifs biologiques pour la protection des eaux courantes contre les dommages causés par les captages d'eau.

- a) *Aucune prolifération d'algues ne doit être observée.*
- b) *La communauté des organismes typiques du fond d'un cours d'eau dans les conditions naturelles doit pouvoir y exister naturellement.*
- c) *Les populations de poissons susceptibles d'y être rencontrées doivent pouvoir exister. Leur reproduction naturelle doit être garantie. Leur structure et leur densité ne doivent pas subir de graves modifications.*

Si l'on compare ces objectifs aux répercussions des prélèvements effectués dans les trois cours d'eau observés, on peut formuler les conclusions suivantes:

- Dans la Töss, l'état biologique est déjà insatisfaisant en amont du captage. Cela s'explique par l'aménagement de la rivière, qui, à lui seul, provoque une forte réduction et uniformisation du courant. Les conditions empirées par le prélèvement d'eau ont même entraîné, en septembre 1987, une diminution de la densité des macroinvertébrés jusqu'à 20% de celle de la section de référence !

- Dans les eaux résiduelles du Schächenbach, on observe aujourd'hui un écoulement représentant 100 à 150% de la quantité minimale requise par le projet de révision de la loi sur la protection des eaux (= 0,37 m³/s). Cette situation ne permet pourtant pas de satisfaire aux exigences biologiques.

- Malgré un débit correspondant approximativement aux normes du projet de révision de la loi sur la protection des eaux, la section d'eau résiduelle du Niemet présente aussi des répercussions biologiques indésirables.

Mises en relation avec les conditions d'écoulement des cours d'eau analysés, ces répercussions révèlent clairement que les quantités d'eau résiduelle minimales proposées dans le projet de révision de la loi sur la protection des eaux ne suffisent pas, d'un point de vue écologique, dans le cas des types de cours d'eau

observés (torrent de montagne, et ruisseau / petite rivière avec charriage dans les Préalpes). Ces normes doivent donc être révisées à la hausse.

Tabelle/Tableau 2

**Auswirkung der Wasserentnahme auf die mittlere Fließgeschwindigkeiten
Conséquences du captage sur la vitesse moyenne d'écoulement**

Töss: Fließverhältnisse während der 200 Tage pro Jahr mit/ *Conditions d'écoulement pendant 200 jours par an:*

- 0 - 1 m³/s in Restwassersituation/ *en situation d'eau résiduelle*
- 0,35 - 3,1 m³/s in Situation ohne Wasserentnahme/ *sans captage*

RÉGIME DES EAUX RÉSIDUELLES

Afin d'atteindre les objectifs biologiques, il faut garantir non seulement un certain écoulement minimal mais aussi une variabilité suffisante de l'écoulement: **il faut préserver le caractère naturel de la dynamique d'écoulement.** Les impératifs suivants sont à prendre en considération:

Mittlere Fließgeschwindigkeit in m/s / <i>Vitesse moyenne en m/s</i>	Anzahl Tage/Nombres de jours	
	ohne Wasserentnahme <i>sans captage</i>	Restwassersituation <i>En situation d'eau résiduelle</i>
0-0,1	10	100
0,1-0,2	80	100
0,2-0,3	55	-
0,4-0,5	55	-

Schächenbach: Fließverhältnisse während der 280 Tage pro Jahr mit/ *Conditions d'écoulement pendant 280 jours par an:*

- 0,4 - 0,6 m³/s in Restwassersituation/ *en situation d'eau résiduelle*
- 0,7 - 6,1 m³/s in Situation ohne Wasserentnahme/ *sans captage*

a) **Un écoulement minimal** doit toujours être maintenu - en dehors des périodes naturelles de basses eaux, afin que les besoins fondamentaux des organismes aquatiques en ce qui concerne leur habitat soient satisfaits.

Mittlere Fließgeschwindigkeit in m/s / <i>Vitesse moyenne en m/s</i>	Anzahl Tage/Nombres de jours	
	ohne Wasserentnahme <i>sans captage</i>	Restwassersituation <i>En situation d'eau résiduelle</i>
0,4-0,5	-	280
0,5-0,6	-	-
0,6-0,8	170	-
0,8-1,3	110	-

b) **Un accroissement du débit** doit être garanti au printemps et au début de l'été, c'est-à-dire à une époque où l'on observe une augmentation naturelle de l'écoulement, qui détermine le développement des jeunes Salmonidés et des Cyprinidés (qui frayent sur le gravier), et à laquelle les communautés aquatiques sont adaptées.

c) **Des augmentations périodiques du débit et des crues** sont nécessaires pour débarrasser le fond du ruisseau des fines particules, pour endiguer la prolifération des algues, de même que pour nettoyer et structurer les sédiments du cours d'eau.

minimal, il s'avère que l'écoulement observé le plus souvent au cours de l'année (= Q_H *) revêt une importance biologique particulière et devrait donc être considéré comme seuil minimal.

En vue de garantir la dynamique de l'écoulement, il faudrait en outre limiter la quantité maximale d'eau utilisable. Cette limitation doit permettre de maintenir au cours d'eau une part suffisante des augmentations de débit observées en cours d'année.

1. **Ecoulement minimal = Débit le plus fréquent Q_H** (en général à peu près Q_{300}) à une époque où Q_H est effectivement atteint ou dépassé dans des conditions naturelles.
2. **Limitation du débit limite (= Quantité maximale utilisable + Ecoulement minimal) à environ Q_{100} ou Q_{80} .**

Cette limitation permet le maintien des augmentations de débit, lorsqu'elles ont lieu dans des conditions naturelles, ainsi que des pointes d'écoulement efficaces sur le plan structurel. Cela signifie

que, pendant une moyenne de 100 (ou 80) jours par an, l'écoulement minimal sera dépassé dans les sections d'eau résiduelle. Ainsi, une partie de la dynamique naturelle sera sauvegardée.

3. Augmentations de débit périodiques/Crues

Lorsque l'écoulement minimal, ou un débit inférieur (en périodes de basses eaux naturelles), a persisté pendant deux semaines dans la section d'eau résiduelle, l'affluent situé plus haut, ou l'augmentation d'afflux d'eau suivante, doit être en majeure partie dérivé vers l'eau résiduelle pendant au moins une journée.

Les conclusions et les valeurs indicatives de ce rapport s'appliquent aux types fréquents, et souvent exploités, de "torrent de montagne" et de "ruisseau / petite rivière avec charriage des Préalpes". En ce qui concerne les autres types de cours d'eau des montagnes (ruisseaux glaciaires ou provenant de la fonte des neiges, ruisseaux karstiques à tarissement temporaire), les exigences spécifiques doivent être définies sur la base d'analyses supplémentaires. Les valeurs indicatives permettent d'atteindre les objectifs éco-

VALEURS INDICATIVES DU RÉGIME DES EAUX RÉSIDUELLES

Les indices résultant de l'analyse des trois cours d'eau, soutenus par la littérature spécialisée, permettent de fixer des valeurs indicatives à titre de critères quantitatifs: **en ce qui concerne le débit**

* Q_H = le débit le plus fréquent se caractérise par le fait, qu'il y a beaucoup de débits de cette grandeur ou de grandeur pareille. Dans le cas du Schächenbach Q_H a la valeur de 0,95 m³/s et est ainsi 2,6 fois plus grande que l'exigence minimale de la revision du Conseil fédéral.

Tableau 3

Répercussions biologiques des captages d'eau en période de basses eaux (automne)

Cours d'eau	Töss		Schächen		Niemet	
	Reference	Eau résiduelle	Reference	Eau résiduelle	Reference	Eau résiduelle
<u>Date de l'analyse pour invertébrés et végétaux</u>	21.9.87		26.10.87		15.9.87	
Débit moyen (m ³ /s) pendant 10 jours précédents	1,0	0,50	0,9 ¹⁾	0,50	0,5 ²⁾	0,06 ²⁾
<u>Végétaux</u>	Lit de gravier presque entièrement couverts d'algues		Blocs de rocher en partie couverts d'algues, % de la surface		Lit du ruisseau partiellement couvert d'algues et de détritus	
		Ampleur du revêtement nettement supérieur	5-25 %	75-100 %	25-50 %	presque 100 %
<u>Makroinvertébrés³⁾</u>						
-Nombre d'individus/m ²	13'732	2'659	1'067	1'910	-	-
-Nombre d'individus/échantillon	-	-	-	-	67	445
-Part de différents groupes en %						
Non-insectes	1	2	1	1	3	7
Ephéméroptères	1	6	41	8	72	11
Plecoptères	5	4	22	8	16	5
Coléoptères	3	3	0	0	0	0
Diptères	80	84	29	80	9	77
Trichoptères	0	1	7	3	0	0
Total	100	100	100	100	100	100
<u>Poissons: Densité en kg/100 m de longueur de ruisseau</u>	15,1	8,1	2,8 ⁴⁾	2,4 ⁴⁾	5,3	2,2

¹⁾ La section de référence se situe dans le Vorder Schächen, qui dispose de plus de la moitié du régime des eaux du Schächenbach. Le débit de 0,9 m³/s correspond à environ 2 m³/s dans la section non perturbée du ruisseau.

²⁾ Ecoulement au moment du prélèvement de l'échantillon.

³⁾ Macroinvertébrés vivant dans le lit de gravier au fond du cours d'eau.

⁴⁾ Les populations de poissons ne sont pas comparables: truites arc-en-ciel dans la section de référence, truite de rivière dans les eaux résiduelles

logiques et biologiques concernant le "cours d'eau moyen". Il convient donc de vérifier, dans chaque cas particulier, si ces valeurs indicatives sont effectivement suffisantes. Enfin, il importe de satisfaire à une dernière exigence fondamentale pour le développement des communautés de vie aquatiques: La continuité du cours d'eau ne doit pas être interrompue par la construction d'un captage ; autrement dit, une partie du lit du ruisseau doit être continue, pour permettre la migration des poissons et des autres organismes aquatiques.

[1] Schriftenreihe Umweltschutz, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), in Druck

Les auteurs et l'autrice travaillaient pendant la réalisation de cette étude à l'EAWAG dans les départements suivants: état-major de la direction (Ueli Bundi, Peter Perret), Génie biologique (Elie Eichenberger), Recherches piscicoles (Armin Peter), Informatique (Peter Reichert), Chimie (Jürg Zobrist), Hydrologie (Hans Burkhalter), ainsi que les employés temporaires (Peter Baumann, actuellement Enviro, Zürich; Ueli Sieber, actuellement à l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne; Ursula Singenberger, étudiante à l'université de Bâle).

Die Autoren und die Autorin arbeiteten zur Zeit der Durchführung der Studie alle an der EAWAG in den Bereichen Direktionsstab (Ueli Bundi, Peter Perret), Technische Biologie (Elie Eichenberger), Fischereiwissenschaften (Armin Peter), Informatik (Peter Reichert), Chemie (Jürg Zobrist), Hydrologe (Hans Burkhalter) sowie als temporäre Projektangestellte (Peter Baumann, zZt Enviro, Zürich; Ueli Sieber, zZt Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern; Ursula Singenberger, Studentin Universität Basel).

NEUES ÜBER DIE EAWAG UND IHRE MITARBEITER
NOUVELLES CONCERNANT L'EAWAG ET SES COLLABORATEURS

ZUM ÜBERTRITT VON THOMAS CONRAD IN DEN AKTIVEN RUHESTAND

Ende Januar 1989 trat *Dr. Thomas Conrad*, Sektionschef in der Abteilung Chemie, in den Ruhestand. Thomas Conrad war während 23 Jahren an der EAWAG tätig und hat vor allem in den Bereichen Beratung und Auftragsforschung wesentliche Beiträge geliefert. Viele Industriebetriebe und staatliche Gewässerschutzstellen konnten von seiner grossen Erfahrung mit Problemen der Reinigung gewerblicher und industrieller Abwässer profitieren. Mit seinem ausgeprägten Sinn für praxisrelevante Fragestellungen hat er seine Kollegen an der EAWAG oft nachhaltig beeinflusst.

Seine Ausbildung an der ETH Zürich schloss Dr. Conrad mit einer Doktorarbeit im chemisch-technischen Laboratorium ab. Für seine spätere Tätigkeit an der EAWAG kam ihm sehr zu gute, dass er sowohl in chemischer Technik als auch in Mikrobiologie eine breite Grundausbildung genossen hatte. Ausserordentlich wertvoll waren für ihn die Erfahrungen, die er sich in den folgenden Jahren als Betriebschemiker in der chemischen Industrie aneignen konnte. Häufig wurde er von EAWAG-Mitarbeitern für technisch-chemische Fragen zu Rate gezogen; für



viele war er gewissermassen die personifizierte Enzyklopädie der chemischen Technologie.

Thomas Conrad interessierte sich sehr ausgeprägt für die politischen und rechtlichen Aspekte des Umweltschutzes und er vertrat seine Meinung in äusserst engagierter Weise. Insbesondere im Bereich des Umweltrechtes verfügte er über ein profundes Wissen, das ihm erlaubte, seine Kollegen in solchen Fragen zuverlässig zu beraten.

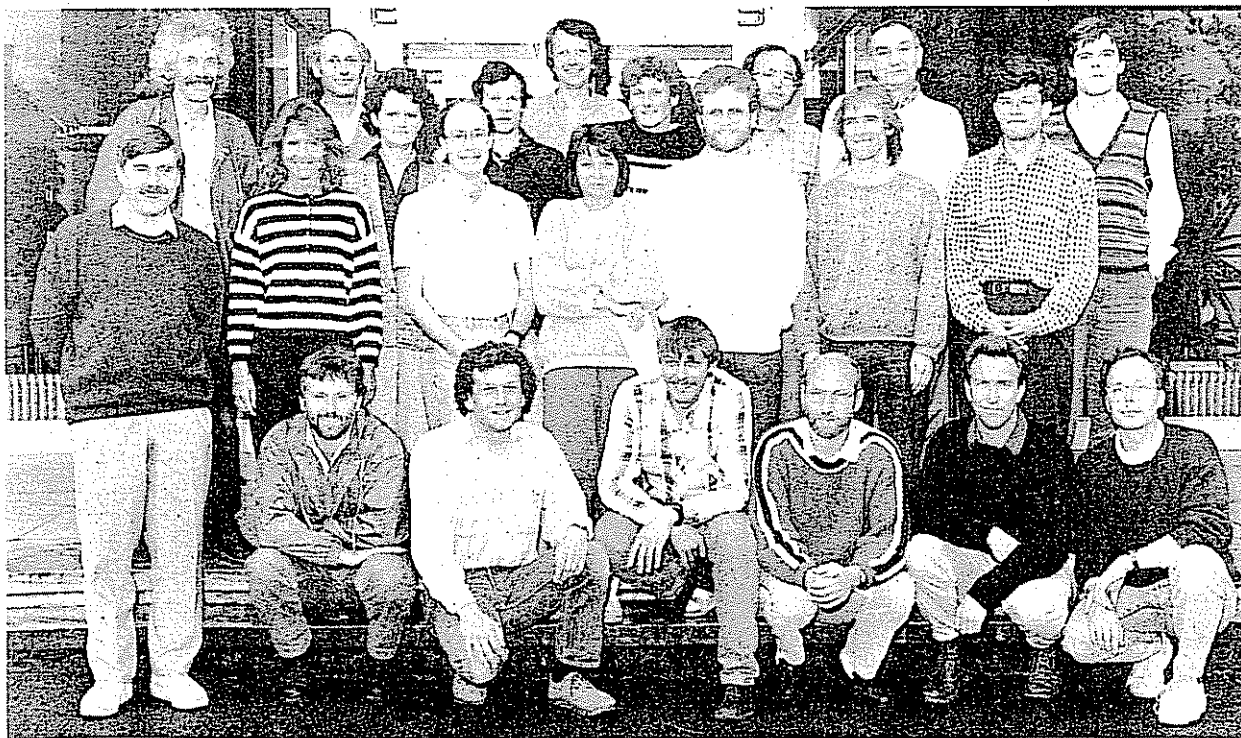
Nach seinen eigenen Worten bedeutet die Pensionierung für Dr. Conrad den Übertritt in die dritte Lebensphase, nach Ausbildungszeit und Berufstätigkeit. Vielfältige Aufgaben im Schloss Baldenstein in Sils im Domleschg warten auf ihn. Die Mitarbeiter der EAWAG wünschen Thomas Conrad weiterhin gute Gesundheit und viel Befriedigung in den kommenden Jahren.

Walter Giger

Ehrung: Unserem EAWAG-Direktor, Prof. Werner Stumm, Professor der ETHZ für Gewässerschutz, ist von der Universität Kreta in Heraklion die Würde eines Doktors der Naturwissenschaften ehrenhalber verliehen worden.

Vom 3.-5. Oktober 1989 führt die Abteilung Abfallwirtschaft und Stoffhaushalt der EAWAG im Park-Hotel Richenthal (LU) ein Fortbildungskurs durch zum Thema: **Die Stoffflussanalyse in der UVP von Entsorgungsanlagen.**

DIE NEUE ABTEILUNG UMWELTPHYSIK



Die seit Herbst 88 neue Abteilung Umweltphysik hat es geschafft und versammelte sich für den Photographen fast vollzählig, einzig Basil Stotz fehlt auf dem Bild. Von links nach rechts stehend, hinterste Reihe: Christoph Siegenthaler, Jürg Beer, Johnny Wüest, Klaus Farrenkothen, Michael Hotz; mittlere Reihe: Claudia Pahl, Markus Hofer, Christian Lukasczyk, Gabriel Piepke; vordere Reihe: Dieter Imboden, Vreni Graf, Markus Ulrich, Silvia Bollhalder, Marcel Fischer, Erich Wieland, Alex Borer; und in sportlicher Pose in der vordersten Reihe (von links nach rechts): Alois Zwyszig, Alfred Lück, Jürg Schlatter, Michael Sturm, David van Senden, Michael Schurter.

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).

1336

Hamer G.: Transformation of Nitrogen Compounds in Wastewater Treatment. In: *Proc. 4th International Symposium on Microbial Ecology*. (Eds.), Ljubljana, 1986; 24-29.

1337

Hamer G.: An introduction to the Poster Presentations dealing with the Physiological Modulation of Product Formation. In: *DECHEMA-Monographs, Vol. 105.* VCH, Weinheim, 1987; 181-184.

1338

Egli Th., Wüest, Doris, Bosshard, Ch., Hamer, G.: The utilisation of glucose/methanol-mixtures by *Hansenula polymorpha* in a chemostat. In: *DECHEMA Monographs, Vol. 105.* VCH, Weinheim, 1987; 225-227.

1339

Mason C. A., Hamer, G.: Intra-cellular maintenance requirements and the extra cellular death/lysis/cryptic growth cycle. In: *DECHEMA Monographs, Vol 105.* VCH, Weinheim, 1987; 285-287.

1340

Hamer G., Fleischmann, Th., Mason, C. A.: Aerobic Thermophilic Processes for Waste Sewage Sludge Treatment: Continuous or Semicontinuous Operations?. In: *Continuous Culture. Proc. 9th Symp. Prague*. (Eds.) Academic Press, London, 1987; 71-84.

1341

Honeyman B. D., Santschi, P. H.: Metals in aquatic systems. *Environ. Sci. Technol.* 22, 862-871 (1988).

1342

Marcomini A., Capel, P. D., Giger, W., Häni, H.: Residues of Detergent-Derived Organic Pollutants and Polychlorinated Biphenyls in Sludge-Amended Soil. *Naturwissenschaften* 75, 460-462 (1988).

1343

Kräutler B., Kohler, H-P., Stupperich, E.: 5'-Methylbenzimidazolyl-cobamides are the corrinoids from some sulfate-reducing and sulfur-metabolizing bacteria. *Eur. J. Biochem.* 176, 461-469 (1988).

1344

McEvoy J., Giger, W., Schaffner, C., Ahel, M., Brunner, P.: The Occurrence of Detergent Derived Organic Micropollutants in Sewage Sludges and Soils Amended with Sludge. In: *Current Perspectives in Environmental Biogeochemistry*. Giovannozzi-Sermannim, G., Nannipieri, P. (Eds.) CNR-IPRA, Roma, 1987; 109-122.

1345

Snozzi M., Kälin, J.: The Ubiquinol-Cytochrome C Oxidoreductase of Phototrophic Bacteria. In: *Cytochrome Systems*.

Papa, S., Chance, B., Ernster, L. (Eds.) Plenum Publ., New York, 1987; 585-592.

1346

Wieland E. Die Verwitterung schwerlöslicher Mineralien - ein koordinationschemischer Ansatz zur Beschreibung der Auflösungskinetik. Diss. ETH, Nr. 8532, Zürich, 1988.

1347

Egli Th., Weilenmann, H-U., El-Banna, T., Auling, G.: Gram-Negative, Aerobic, Nitrotriacetate-Utilizing Bacteria from Wastewater and Soil. *System. Appl. Microbiol.* 10, 297-305 (1988).

1348

Wehrli E., Egli, Th.: Morphology of Nitrotriacetate-Utilizing Bacteria. *System. Appl. Microbiol.* 10, 306-312 (1988).

1349

Brunner P. H.: Approche globale des problèmes d'environnement liés à l'incinération d'ordures ménagères. *Pollution-Atmosphérique No. 119*, 301-308 (1988).

1350

Sulzberger Barbara, Siffert, Ch., Stumm, W.: Oberflächen-Koordinationschemie und Redox-Prozesse: Zur Auflösung von Eisen(III)-oxiden unter Lichteinfluss. *Chimia* 42, 257-261 (1988).

1351

Wieland E., Wehrli, B., Stumm, W.: The coordination chemistry of weathering: III. A generalization on the dissolution rates of minerals. *Geochim. Cosmochim. Acta* 52, 1969-1981 (1988).

1352

Capel P. D., Giger, W., Reichert, P., Wanner, O.: Accidental input of pesticides into the Rhine River. *Environ. Sci. Technol.* 22, 992-996 (1988).

1353

Schneider R. P., Zürcher, F., Egli, T., Hamer, G.: Determination of Nitrotriacetate in Biological Matrices Using Ion Exclusion Chromatography. *Anal. Biochem.* 173, 278-284 (1988).

1354

Baccini P., Brunner, P.: Neue Ziele für die Abfallwirtschaft. *Neue Zürcher Zeitung* 227, 29.9.1988.

1355

Bader H., Sturzenegger, Verena, Hoigné, J.: Photometric Method for the Determination of Low Concentrations of Hydrogen Peroxide by the Peroxidase Catalyzed Oxidation of N,N-Diethyl-p-Phenylenediamine (DPD). *Water Res.* 22, 1109-1115 (1988).

1356

Stumm W., Morgan, J. J.: Review about "Aquatic Chemistry; An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters". This Week's Citation Classic. *Current Contents*, No.41, 18 (1988).

1357

Kohler H. P., Kohler-Staub, Doris, Focht, D. D.: Degradation of 2-Hydroxybiphenyl and 2,2'-Dihydroxybiphenyl by *Pseudo-*

monas sp. Strain HBP1. Appl. Environ. Microbiol. 54, 2683-2688 (1988).

1358

Boller M., Munz, Ch.: Double Direct Filtration for High Turbidity Removal. In: *Particle Technology in Relation to Filtration and Separation. Vol. 11.* Faseur, A., de Bruyns, R. (Eds.) The Royal Flemish Eng., Antwerp, Belgium, 1988; .

1359

Mechsner Kl.: Gesetzliche Aspekte der Umweltbelastung durch Reinigungs- und Desinfektionsmittel. In: *Reinigung und Desinfektion im Lebensmittelbereich. Schriftenreihe Heft 18.* SGHL Schweiz. Ges. f. Lebensmittelhygiene, 1988; 127-142.

1360

Al-Awadhi N., Egli, Th., Hamer, G.: Growth Characteristics of a Thermotolerant Methylophilic *Bacillus* sp (NCIB 12522) in Batch Culture. Appl. Microbiol. Biotechnol. 29, 485-493 (1988).

1361

Baccini P., Brunner, P. H.: Sortierung in der Abfallwirtschaft: Wie gross ist ihr Beitrag zu einem ressourcenschonenden und umweltverträglichen Stoffhaushalt?. Gas-Wasser-Abwasser 68, 617-622 (1988).

1362

Sieber U. W. Untersuchungen zur Oekologie der Ciliaten der Klasse Oligohymenophora in einem schweizerischen Fließgewässer (Thur). Diss. ETHZ, Nr. 8564, Zürich, 1988.

1363

Boller M.: Versickerung von Meteorwasser und Abwasser. VSA Verbandsbericht Nr.372, (1988).

1364

Suter D., Siffert, C., Sulzberger, Barbara, Stumm, W.: Catalytic Dissolution of Iron(III)(hydr)oxides by Oxalic Acid in the Presence of Fe(II). Naturwissenschaften 75, 571-573 (1988).

1365

Santschi P. H.: Factors controlling the biogeochemical cycles of trace elements in fresh and coastal marine waters as revealed by artificial radioisotopes. Limnol. Oceanogr. 33, 848-866 (1988).

1366

Ruzic I., Ulrich, H.-J., Cosovic, Bozena: Time Dependence of the Adsorption of Valeric Acid at the Mercury-Sodium Chloride Interface. J. Colloid Interface Sci. 126, 525-536 (1988).

1367

Hoigné J.: The Chemistry of Ozone in Water. In: *Process Technologies for Water Treatment.* Stucki, S. (Ed.) Plenum Press, New York, 1988; 121-143.

1368

Kelts K.: Environments of deposition of lacustrine petroleum source rocks: an introduction. In: *Lacustrine Petroleum Source Rocks.* Fleet, A. J., Kelts, K., Talbot, M. R. (Eds.) Geol. Soc. Spec. Publ. No. 40, London, 1988; 3-26.

1369

Hamer G.: Biotechnology: Economic and Environmental Constraints. In: *Recent Advances in Biotechnology and Applied Biology.* Chang, Sh., Chan, Kw., Woo, N. Y. S. (Eds.) Chinese University Press, Hong Kong, 1988; 45-56.

1370

Brunner P. H., Capri, S., Marcomini, A., Giger, W.: Occurrence and Behaviour of Linear Alkylbenzenesulphonates, Nonylphenol Diethoxylates in Sewage and Sewage Sludge Treatment. Water Res. 22, 1465-1472 (1988).

1371

Pavlova Violeta, Sigg, Laura: Adsorption of Trace Metals on Aluminium Oxide: A Simulation of Processes in Freshwater Systems by Close Approximation to Natural Conditions. Water Res. 22, 1571-1575 (1988).

1372

Sollfrank U. Bedeutung organischer Fraktionen in kommunalem Abwasser im Hinblick auf die mathematische Modellierung von Belebtschlammssystemen. Diss. ETH, Nr. 8765, Zürich, 1988.

1373

Jones K. C., Stratford, J. A., Waterhouse, K. S., Furlong, E. T., Giger, W., Hites, R. A., Schaffner, C., Johnston, A. E.: Increase in the Polynuclear Aromatic Hydrocarbon Content of an Agricultural Soil Over the Last Century. Environ. Sci. Technol. 23, 95-101 (1989).

1374

Baveye Ph., Charlet, L.: Exchange phase activity coefficients and analysis of the exchange properties of clays and soils. Agrochimica 32, 73-80 (1988).

1375

Giovanoli R., Schnoor, J. L., Sigg, Laura, Stumm, W., Zobist, J.: Chemical Weathering of Crystalline Rocks in the Catchment Area of Acidic Ticino Lakes, Switzerland. Clays & Clay Minerals 36, 521-529 (1988).

1376

Schneider R. P., Zürcher, F., Egli, Th., Hamer, G.: Ion Chromatography Method for Iminodiacetic Acid Determination in Biological Matrices in the Presence of Nitrilotriacetic Acid. J. Chromatogr. 462, 293-301 (1989).

1377

Hoigné J., Faust, B. C., Haag, W., Scully, F., Zepp, R.: Aquatic

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 27(1989)" gestattet.

Druck: auf Original-Umweltschutzpapier (aus 100% Altpapier, wasser-, rohstoff-, energiesparend, im geschlossenen Wasserkreislauf, unter Vermeidung von Entfärbung, Bleichung und Wiedereinfärbung) der Firma Widmer-Walzy 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 27 (1989)" 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-Walzy S.A., CH-4665 Oftringen.

Redaction: Diana Hornung

INHALTSVERZEICHNIS/CONTENU

Anwendung der dynamischen Simulation von Belebtschlamm-
anlagen am Beispiel der Kläranlage Zürich-Werdhölzli

*Application de la simulation dynamique d'installations à boues acti-
vées*

Markus Boller, Hansruedi Siegrist, Jakob Eugster, Silvio Zehnder 1-7

Verhalten und Schicksal von Eisen und Aluminium im Tessiner
Bergsee Cristallina

Devenir du Fer et de l'Aluminium dans le Lac Cristallina (Suisse)

Jerald Schnoor, Rudolf Giovanoli, Laura Sigg, Werner Stumm,
Barbara Sulzberger, Jürg Zobrist, Philippe Behra 8-15

*Combien d'eau résiduelle faut-il aux organismes des eaux
courantes?*

Ueli Bundi, Elie Eichenberger, Peter Baumann, Ueli
Sieber, Armin Peter, Peter Reichert, Jürg Zobrist, Hans
Burkhalter, Peter Perret, Ursula Singenberger 16-20

Neues über die EAWAG und ihre Mitarbeiter

TeilnehmerInnen des 9. NDS 6

Dr. Conrad's Übertritt in den aktiven Ruhestand 21

Ehrung für Prof. Werner Stumm

Fortbildungskurs UVP / Bild Abt. Umweltphysik

Publications/Publikationen 1336-1387 22-24

Humic Substances as Sources and Sinks of Photochemically
Produced Transient Reactants. In: *Aquatic Humic Substances.*
Adv. in Chem. Series 219. Suffet, I. H., McCarthy, P. (Eds.) Amer.
Chem. Soc., Washington, 1989; 363-381.

1378

Heitzer A., Al-Awadhi, N., Hamer, G.: Some effects of heat
shocks on bacterial growth. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 30, 408-
414 (1989).

1379

Wehrli B., Stumm, W.: Vanadyl in natural waters: Adsorption
and hydrolysis promote oxygenation *Geochim. Cosmochim.*
Acta 53, 69-77 (1989)

1380

Al-Awadhi N. "The Characterization and Physiology of Some
Thermotolerant and Thermophilic Solvent-Utilizing Bacteria";
Diss. ETH, Nr. 8810, Zürich, 1989.

1381

Gächter R., Meyer, J. S., Mares, A.: Contribution of bacteria to
release and fixation of phosphorus in lake sediments *Limnol.*
Oceanogr. 33, 1542-1558 (1988)

1382

Mossman Deborah H., Schnoor, J. L., Stumm, W.: Prediction

the effects of a pesticide release to the Rhine River *J. Water Poll.*
Control Fed. 60, 1806-1812 (1988)

1383

Beutler Ruth, Frutiger, A.: On the ecology of *Aphelocheirus*
aestivalis Fabr. (Heteroptera: Aphelocheiridae) in a lake outlet
stream *Verh. Int. Verein. Limnol.* 23, 2152-2155 (1988)

1384

Ponton Dominique, Müller, R.: Alimentation et facteurs de
mortalité des larves de corégones (*Coregonus* sp.). Exemple de
deux lacs de niveaux trophiques différents: les lacs de Sarnen et
de Hallwil (Suisse Centrale) *Aquatic Sciences* 51, 67-83 (1989)

1385

Tremp J., McDow, St. R., Leuenberger, Ch., Czuczwa, Jean, Gi-
ger, W.: Wechselwirkungen zwischen Luftfremdstoffen und Nie-
derschlägen. Teil 5: Organische Spurenstoffe *Mitt. d.*
Naturforsch. Ges. Luzern, Sonderbd. "Rigi" 30, 111-133 (1989)

1386

Bundi U., Eichenberger, E.: Restwasseranforderungen aus
gewässerökologischer Sicht, *Neue Zürcher Zeitung* Nr. 72, S.
23, 29.3.1989

1387

Schneider R. P. "The NTA-Monooxygenase from *Pseudomo-
nas* sp. ATCC 29600"; Diss. ETH, Nr. 8824, Zürich, 1989.

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.

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

Adresse:

- Adressänderung
Changement d'adresse
Bitte senden Sie mir die Mitteilungen der EAWAG an folgen-
de 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:*

Bevorzugte Ausgabe/*Edition préférée:*

deutsch/français english

EN 27 (1989)