MITTEILUNGEN DER
NOUVELLES DE L'
EAWAG
EIDG. ANSTALT FÜR WASSERVERSORGUNG ABWASSERREINIGUNG UND GEWÄSSERSCHUTZ
18
INSTITUT FÉDÉRAL POUR L'AMÉNAGEMENT L'ÉPURATION ET LA PROTECTION DES EAUX
AUGUST/AOUT 1984 – EAWAG, 8600 DÜBENDORF, SCHWEIZ/SUISSE

Das Verhalten organischer Waschmittelchemikalien in der Abwasserreinigung und in den Gewässern

Walter Giger

1. Waschmittel und Gewässerschutz

Wasch-, Spül- und Reinigungsmittel werden in Haushalten sowie in Gewerbe- und Industriebetrieben in grossen Mengen verbraucht (z. B. in der Schweiz im Jahre 1982 ca. 142 000 t). Durch ihre Verwendungsart gelangt der grösste Teil dieser Stoffe direkt ins Abwasser und bildet einen signifikanten Anteil der Schmutzstoffe im kommunalen Abwasser. Die Wasch-, Spül- und Reinigungsmittel enthalten neben Seife eine ganze Reihe synthetisch hergestellter, organischer Chemikalien, insbesondere als waschaktive Substanzen (anionische und nichtionische Tenside, grenzflächenaktive Verbindungen) aber auch als Bleichmittel, Komplexbildner, optische Aufheller, Geruchstoffe, etc. In den 50er Jahren führte die ungenügende biologische Abbaubarkeit der verzweigtkettigen Alkylbenzolsulfonate, damals die wichtigsten anionischen Tenside, zu Schaumproblemen in vielen, durch Abwasser belasteten Flüssen. Durch die Einführung von biologisch abbaubaren, geradkettigen Alkylbenzolsulfonaten konnten diese Schaumberge zum Verschwinden gebracht werden.

Als gesetzliche Massnahmen gegen die Gewässerverunreinigungen durch Waschmittel gelten in der Schweiz heute zwei Vollzugsverordnungen zum Gewässerschutzgesetz:

a) Verordnung über Wasch-, Spül- und Reinigungsmittel (Waschmittelverordnung vom 13. 6. 1977, letzte Änderung gültig ab 1. 1. 1983) und
b) Verordnung über die Beurteilung der Abbaubarkeit von grenzflächenaktiven Waschmittelbestandteilen (vom 15. 6. 1977, letzte Änderung vom 21. 4. 1983).

Die zweite Verordnung verlangt von anionaktiven und nichtionogenen grenzflächenaktiven Waschmittelbestandteilen eine mindestens 90%ige, durchschnittliche biologische Abbaubarkeit, wobei sowohl die Durchführung der Kontrollprüfung als auch die zu verwendenden Bestimmungsmethoden

Constituants organiques des détergents: comportement dans les stations d'épuration et dans les eaux

Walter Giger

1. Détergents et protection des eaux

Des produits de lavage, de rinçage et de nettoyage sont utilisés en grandes quantités dans les ménages, les artisanats et l'industrie (en Suisse par exemple environ 142 000 tonnes en 1982). De par leur mode d'utilisation, la majeure partie de ces substances parvient directement dans les eaux usées et contribue grandement à la pollution des eaux usées communales. Les produits de lavage, de rinçage et de nettoyage contiennent, en plus de savon, plusieurs produits chimiques organiques d'origine synthétique, en particulier des substances actives de lavage (agents de surface anioniques et non ioniques, composés tensio-actifs) mais aussi des agents de blanchiment, des agents complexants, des azurants optiques et des parfums. Dans les années 50, la biodégradation insuffisante des sulfonates d'alkylbenzène ramifiés, qui étaient alors les agents de surface anioniques les plus fréquemment utilisés, engendra des problèmes de formation de mousse dans beaucoup de fleuves récepteurs d'eaux usées. On a réussi à faire disparaître ces mousses en introduisant des sulfonates d'alkylbenzène à chaînes linéaires biodégradables.

Comme mesures législatives contre la pollution des eaux par des détergents, il existe actuellement en Suisse deux ordonnances relatives à la loi sur la protection des eaux:

a) l'ordonnance sur les produits de lavage, de rinçage et de nettoyage (ordonnance sur les détergents du 13. 6. 1977, dont la dernière modification est en vigueur dès le 1. 1. 1983) et
b) l'ordonnance sur l'évaluation de la dégradabilité des agents de surface contenus dans les détergents (du 15. 6. 1977, dernière modification du 21. 4. 1983).

La dernière ordonnance exige une dégradabilité biologique moyenne des agents de surface anioniques et non ioniques contenus dans les détergents d'au moins 90 %; de plus, la

vorgeschrieben werden. Diese Bestimmungsmethoden erfassen jedoch nur die eigentlichen Wirksubstanzen und zwar in je einem Gesamtparameter für anionaktive und für nichtionogene Tenside. Falls beim biologischen Abbau Zwischenprodukte entstehen, die selber schwerabbaubar sind (persistente Metaboliten), so werden diese durch die vorgeschriebene Methode nicht erkannt.

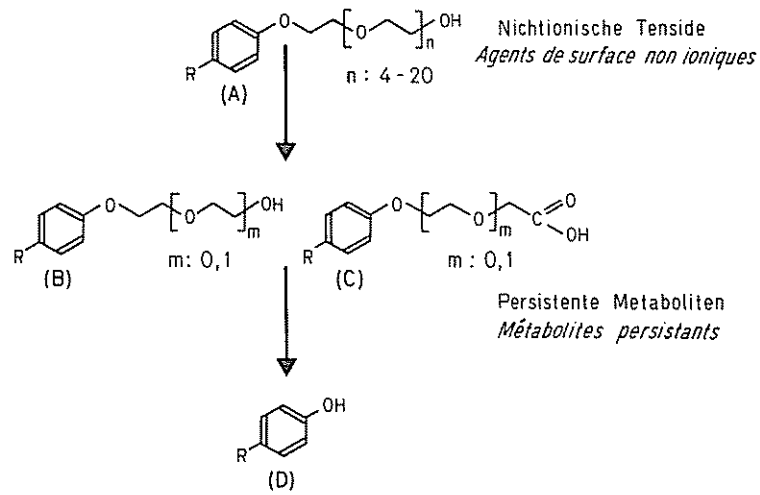
Der wichtigste anorganische Bestandteil von Wasch- und Reinigungsmitteln ist das Phosphat, welches einerseits als Komplexbildner für Calcium- und Magnesiumionen (Enthärter, Gerüststoff) wirkt und andererseits aber auch zum Waschеffekt beiträgt. Aufgrund der Umweltproblematik des Phosphates – Überdüngung der Seen – wurde in der Schweiz und in anderen Ländern der zugelassene Phosphatgehalt in Waschmitteln in den letzten Jahren zunehmend herabgesetzt. Der Schweizerische Bundesrat hat angekündigt, dass auf den 1. Januar 1986 ein totales Verbot des Einsatzes von Phosphat in Wasch- und Waschhilfsmitteln für Textilien erlassen werden soll. Als Phosphatersatzstoffe kommen zurzeit ein mineralischer, wasserunlöslicher Ionenaustauscher (Zeolith) und vor allem Nitrilotriacetat (NTA) in Frage.

In diesem Artikel werden zwei Themen aus dem Problemkreis der organischen Waschmittelchemikalien diskutiert. In einem ersten Teil wird über Forschungsergebnisse berichtet, welche zeigen, dass beim biologischen Abbau der nichtionischen Tenside vom Typ der Nonylphenolpolyethoxylate schwerabbaubare Metaboliten entstehen. Im zweiten Teil wird ein Überblick über die Kenntnisse des Verhaltens der Nitrilotriessigsäure in der Abwasserreinigung und in den Gewässern gegeben, wobei die Resultate kürzlich an der EAWAG durchgeführter Untersuchungen vorgestellt werden.

manière d'effectuer les examens de contrôle, de même que les méthodes d'analyse sont imposées. Les méthodes de dosage ne concernent toutefois que les substances tensio-actives à proprement parler et celles-ci sont groupées sous les notions globales d'agents de surface anioniques et non ioniques. Toutefois, si au cours de la dégradation biologique, il y a formation de produits intermédiaires, eux-mêmes difficilement dégradables (métabolites persistants), ces substances ne sont pas appréciées par la méthode fixée.

Le composant inorganique le plus important contenu dans les lessives est le phosphate. Celui-ci agit d'une part en tant qu'agent complexant pour les ions de calcium et magnésium (adoucisseur, liant chimique) et contribue d'autre part à l'action détergente du produit. En raison des problèmes posés à l'environnement par les phosphates – surfertilisation des lacs – la teneur en phosphate autorisée dans les lessives en Suisse et dans d'autres pays fut constamment abaissée au cours des dernières années. Le Conseil fédéral suisse envisage à partir du 1er janvier 1986 une interdiction totale de l'usage des phosphates dans les produits de lessive destinés aux textiles. Comme produits de remplacement pour le phosphate, on envisage une substance minérale, insolubles dans l'eau (zéolithe), et surtout le nitrilotriacétate (NTA).

Cet article présente deux aspects du problème que posent les composants organiques des détergents. Dans une première partie, il est question des résultats des recherches qui montrent que, lors de la biodégradation d'agents de surface non ioniques du type nonylphénols polyéthoxylés, des métabolites difficilement dégradables sont formés. La seconde partie donne un aperçu des connaissances actuelles sur le comportement de nitrilotriacétate lors de l'épuration des eaux usées ainsi que dans les eaux. Les résultats obtenus récemment lors de recherches faites à l'EAWAG sont présentés.



(A) : 4-Alkylphenolpolyethoxylate / *4-Alkylphénols polyéthoxylés*

(B) : 4-Alkylphenolmono- und diethoxylate / *4-Alkylphénols mono-et-diéthoxylés*

(C) : 4-Alkylphenolmono- und -diethoxycarbonsäuren / *4-Alkylphénols mono-et diéthoxycarboniques*

(D) : 4-Alkylphenol / *4-Alkylphénol*

R : Nonyl – (1), Octyl – (2), Decyl – (3)

Fig. 1:
Biologischer Abbau verzweigtkettiger 4-Alkylphenolpolyethoxylate.

Dégradation biologique de 4-alkylphénols polyéthoxylés ramifiés.

2. Nonylphenolpolyethoxylate und deren persistente Abbauprodukte

Nichtionische Tenside vom Typ der 4-Alkylphenolpolyethoxylate mit verzweigtkettigen Alkylsubstituenten (Strukturformel A in Fig. 1) sind weit verbreitete Bestandteile von Wasch- und Reinigungsmitteln. Im Jahre 1981 wurden in der Bundesrepublik Deutschland 20 000 t verbraucht. In der Schweiz werden hauptsächlich 4-Nonylphenolpolyethoxylate (A1) sowohl in industriellen Reinigungsmitteln als auch in vielen Haushaltwaschpulvern eingesetzt. Aufgrund der geltenden Beurteilungskriterien (Primärabbau) werden diese nichtionischen Tenside heute als biologisch abbaubare Substanzen bezeichnet. Laboruntersuchungen zeigten jedoch, dass beim biologischen Abbau der Alkylphenolpolyethoxylate schwerabbaubare Metaboliten gebildet werden [1,2]. Insbesondere wurden Alkylphenolmono- und -diethoxylate (B) sowie die entsprechenden Säuren (C) gefunden (siehe Strukturformeln in Fig. 1).

Bei Untersuchungen über Phenolverbindungen in mechanisch-biologisch gereinigtem Abwasser aus kommunalen Kläranlagen im Glattal wurde festgestellt, dass 4-Nonylphenol, 4-Nonylphenolmono- und -diethoxylat im Bereich von 10–200 µg/l auftraten [3]. 4-Nonylphenolmono- und -diethoxycarbonsäuren wurden ebenfalls im gleichen Konzentrationsbereich nachgewiesen. Auch wurden in der Glatt erhebliche Konzentrationen und Frachten dieser Stoffe bestimmt [4]. Die Längsprofile sowohl der Konzentration als auch der Fracht des 4-Nonylphenoldiethoxylates (Fig. 2A) zeigten ein ausgeprägtes Maximum bei der Messstelle C, d. h. nach dem Hauptanteil des Abwassereintrages im oberen Glattal. Auf den letzten 20 km Fliessstrecke erfolgt offensichtlich eine Elimination (Selbstreinigung) im Fluss durch biologische oder physikalisch-chemische Prozesse. Aus den Längsprofilen für Nonylphenol (Fig. 2B) kann hingegen das Fehlen einer wirksamen Elimination im Fluss abgeleitet werden.

2. Nonylphénols polyéthoxylés et leurs métabolites persistants

Les agents de surface non ioniques du type 4-alkylphénols polyéthoxylés porteurs de substituts alkylés ramifiés sont des composants fréquents dans les détergents (formule A dans fig. 1). En 1981, l'Allemagne fédérale en employa 20 000 tonnes. En Suisse, on utilise principalement des 4-nonylphénols polyéthoxylés (formule A1), non seulement dans les produits de nettoyage industriels mais aussi dans bien des lessives en poudre à usage ménager. Sur la base des critères d'appréciation reconnus valables de nos jours (dégradation primaire), ces agents de surface non ioniques sont considérés des substances biodégradables. Des expériences en laboratoire montraient toutefois que lors de la biodégradation d'alkylphénols polyéthoxylés, des métabolites difficilement dégradables sont formés [1,2], et plus particulièrement des mono- et des diéthoxylés d'alkylphénol (B dans fig. 1) ainsi que les acides correspondants (C).

On observa lors de recherches faites sur les composés phénoliques dans les eaux usées épurées de façon mécano-biologique provenant de stations d'épuration communales de la vallée de la Glatt, des concentrations de 4-nonylphénol et des 4-nonylphénols mono- et diéthoxylés de l'ordre de 10 à 200 µg/l [3]. On détecta également les acides 4-nonylphénols monoéthoxycarbonique et -diéthoxycarbonique, à des concentrations semblables. De même, on mesura des concentrations et charges importantes de ces substances dans la rivière Glatt [4]. Les profils longitudinaux des concentrations aussi bien que des charges de 4-nonylphénols diéthoxylés (fig. 2A) montraient un pic maximum significatif près du point de prélèvement C, c'est-à-dire en aval du déversement principal d'eaux usées, dans la partie supérieure de la vallée. Il semble que tout au long des derniers 20 km de parcours de la rivière, il y ait une élimination (auto-épuration) biologique ou physico-chimique. Cependant les profils longitudinaux du nonylphénol (fig. 2B) écartent l'hypothèse d'une auto-élimination de cette substance.

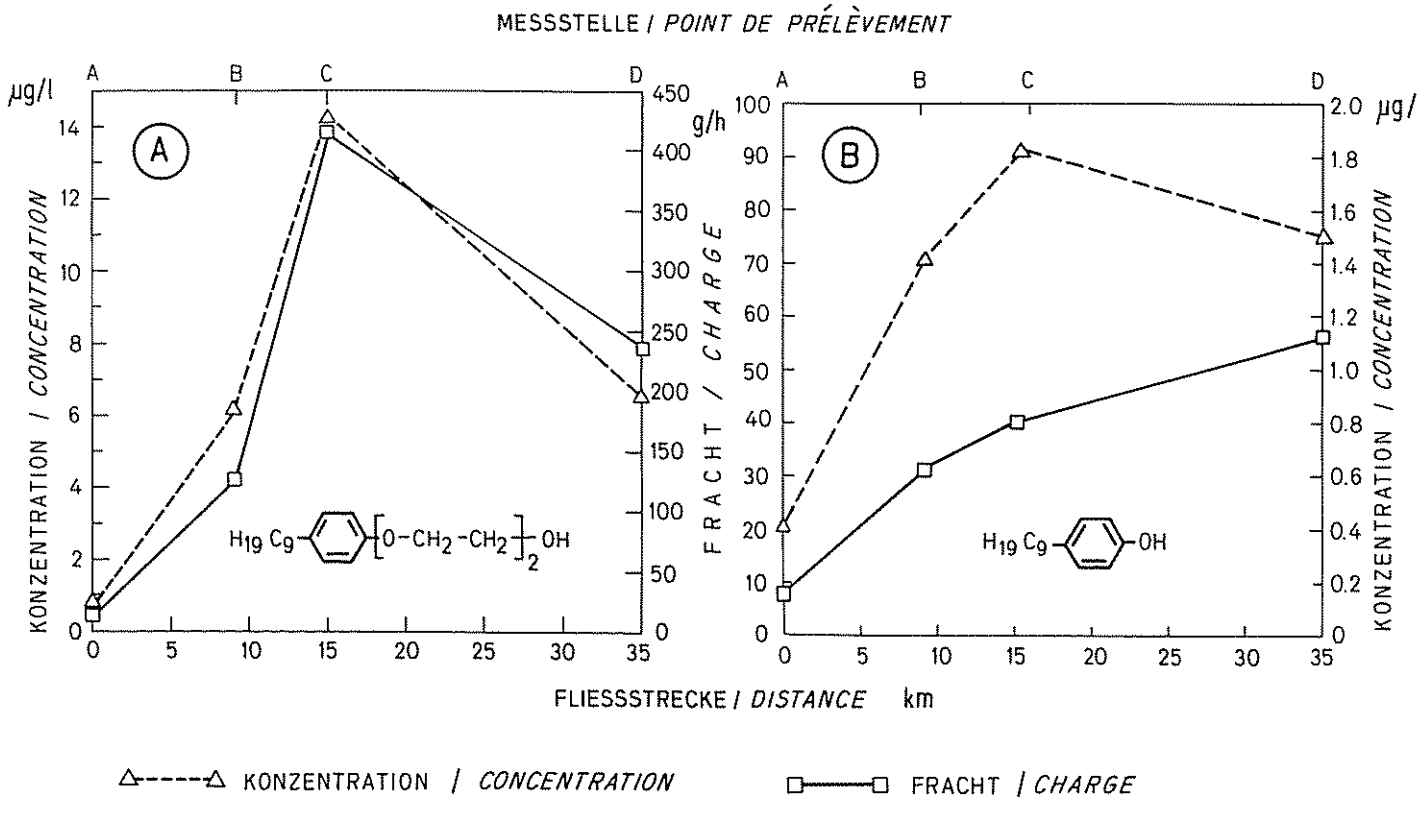


Fig. 2:
Längsprofile der Konzentrationen und Frachten des 4-Nonylphenoldiethoxylates (A) und des 4-Nonylphenols (B) in der Glatt [4].

Profils longitudinaux des concentrations et des charges de 4-nonylphénols diéthoxylés (A) et de 4-nonylphénols (B) dans la Glatt [4].

Ferner wurden Wochensammelproben aus dem Nationalen Programm für die Analytische Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer (NADUF) analysiert. Obwohl bei diesen Proben ein Weiterabbau während der Probenahme nicht auszuschliessen ist, wurden an mehreren Messstationen Nonylphenolverbindungen gefunden. Auffallenderweise waren in zwei Flüssen die 4-Nonylphenol-Gehalte höher als die 4-Nonylmono- und -diethoxylatkonzentrationen.

Aufgrund der vorhandenen Angaben über die aquatische Toxizität muss das 4-Nonylphenol als giftige Substanz betrachtet werden (LC_{50}-Werte für Fische im Bereich von 100–300 µg/l, EC_{50}-Wert für Daphnien 180 µg/l). Die Toxizitätsschwellenwerte für höher ethoxylierte Alkylphenole zeigen, dass mit abnehmendem Ethoxylierungsgrad eine höhere Toxizität beobachtet wird.

Überraschende Ergebnisse ergaben die Bestimmungen von phenolischen Substanzen in Klärschlämmen [5]. Der Mittelwert aus 30 Faulschlammproben betrug 1,01 g 4-Nonylphenol pro kg Trockenschlamm (d. h. 1‰!), als Maximalwert wurde 2,5 g/kg bestimmt (Fig. 3). In acht Schlammproben aus Kläranlagen mit aerober Schlammstabilisierung wurde ein deutlich niedrigerer Gehalt ermittelt (Mittelwert: 0,28 g/kg). Die im Klärschlamm enthaltenen 4-Nonylphenole müssen wohl weitgehend auf die nichtionischen Tenside des 4-Nonylphenolpolyethoxylat-Typs zurückgeführt werden.

De plus, des échantillons hebdomadaires furent analysés dans le cadre du programme national pour l'étude analytique en continu des cours d'eau suisses (NADUF). Bien que l'on ne puisse exclure la possibilité que la dégradation se poursuive au-delà de la prise d'échantillons, on trouve des composés nonylphénoliques à plusieurs stations de prélèvement. Soulignons que dans deux rivières, les teneurs en 4-nonylphénol s'avérèrent être supérieures à ceux de 4-nonylphénols mono- et diéthoxylés.

Sur la base des connaissances actuelles de la toxicité en milieu aquatique, le 4-nonylphénol doit être considéré comme une substance toxique. Les valeurs LC_{50} pour les poissons sont de l'ordre de 100–300 µg/l, la valeur EC_{50} pour les daphnies est 180 µg/l. Les valeurs seuils de toxicité obtenues pour des alkylphénols plus fortement éthoxylés montrent que plus le degré d'éthoxylation baisse, plus la toxicité croît.

Les déterminations de substances phénoliques dans des boues d'épuration fournirent des résultats surprenants [5]. La teneur moyenne de 30 échantillons de boues digérées s'élevait à 1,01 g de 4-nonylphénol par kg de boue sèche (c'est-à-dire 1‰!); la teneur maximum s'élevait à 2,5 g/kg (fig 3). Dans 8 échantillons de boue prélevés dans des stations d'épuration avec stabilisation aérobie des boues, les teneurs s'avérèrent être distinctement plus basses (teneur moyenne: 0,28 g/kg). Le 4-nonylphénol contenu dans les boues d'épuration doit provenir en grande partie des agents de surface non ioniques du type 4-nonylphénols polyéthoxylés.

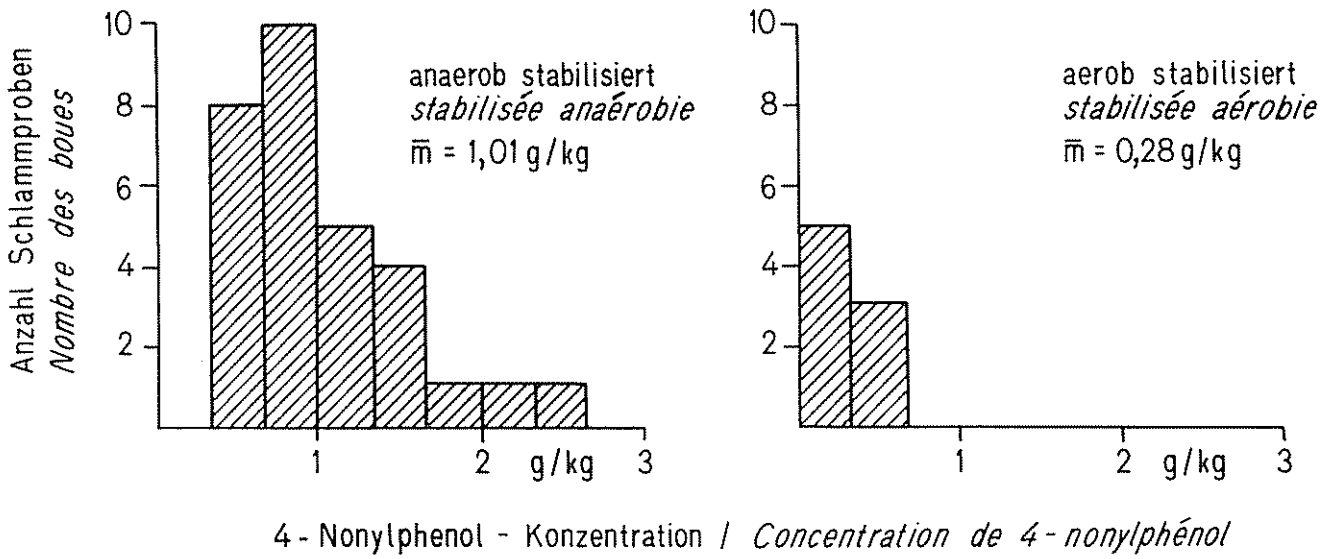


Fig. 3:
4-Nonylphenol-Konzentrationen im Klärschlamm [5].

Concentrations de 4-nonylphénols dans les boues d'épuration [5].

In kontrollierten Inkubationsversuchen mit Frischschlamm als Ausgangsmaterial wurde die Änderung des 4-Nonylphenolgehaltes studiert. Unter anaeroben Faulungsbedingungen wurde dabei eine vier- bis achtfache Erhöhung des Nonylphenolgehaltes festgestellt. Die aerob geführten Experimente zeigten nur eine zweifache Zunahme. Daraus kann gefolgert werden, dass biologische Transformationen vor allem unter anaeroben Verhältnissen eine Anreicherung des 4-Nonylphenols begünstigen. Das weitere Schicksal dieser in Faulschlamm angereicherten Substanz sollte unbedingt studiert werden. Zusätzlich sollte abgeklärt werden, ob eventuelle Schadenwirkungen auf die Bodenbiologie oder Aufnahme in die Pflanzen erfolgen, wenn der Klärschlamm in der Landwirtschaft verwendet wird.

On étudia le changement de la teneur en 4-nonylphénol lors d'expériences d'incubation contrôlées en prenant comme matériel de départ des boues fraîches. Dans des conditions de digestion anaérobie, on constata une augmentation de la teneur en nonylphénol d'un facteur 4 à 8. Les expériences en conditions aérobies montrèrent une augmentation d'un facteur 2 seulement. On peut donc en conclure que lors de transformations biologiques, l'enrichissement en 4-nonylphénol est favorisé avant tout par des conditions anaérobies.

Il serait indispensable d'étudier le sort de ces substances contenues dans les boues d'épuration. Il faudrait également déterminer si, lors de l'emploi de boues d'épuration en agriculture, ces substances peuvent être nuisibles aux organismes du sol ou être absorbées par les plantes.

Aufgrund dieser Forschungsergebnissen muss im Interesse des Umweltschutzes postuliert werden, dass auf den Einsatz der Alkylphenolpolyethoxylate verzichtet wird. Als Ersatzstoffe stehen die Fettalkoholpolyethoxylate zur Verfügung, die biologisch viel leichter abbaubar sind und die zu keinen persistenten Abbauzwischenprodukten führen. Möglicherweise würden auch Alkylphenolpolyethoxylate mit geradkettigen Alkylsubstituenten den ökologischen Anforderungen genügen.

D'après les résultats de ces recherches, et pour la bonne marche de la protection de l'environnement, il est impératif d'éviter l'emploi d'alkylphénols polyéthoxylés. Comme produits de remplacement nous disposons d'alcools polyéthoxylés qui sont beaucoup plus facilement biodégradables et qui n'entraînent pas la formation de métabolites persistants. Il est possible que ces exigences pourraient également être satisfaites par l'emploi d'alkylphénols polyéthoxylés porteurs de substituts alkylés à chaînes linéaires.

3. Nitrilotriacetat (NTA): das Umweltverhalten eines Phosphatersatzstoffes

An der EAWAG wurde eine analytische Methode für die quantitative Bestimmung von NTA in Abwasser und Wasser eingeführt (vgl. Fig. 4 und Ref. 6). Eine Bestimmungsgrenze von 0.2 µg NTA pro Liter Probe wurde erreicht. Zur sicheren Identifikation des NTA wurde die Gaschromatographie – Massenspektrometrie eingesetzt.

3. Nitrilotriacétate (NTA): comportement dans l'environnement d'un produit de remplacement du phosphate.

Une méthode de dosage du NTA dans les eaux usées et les eaux a été introduite à l'EAWAG (fig. 4 et réf. 6). La sensibilité de la méthode atteint 0,2 µg NTA par litre d'échantillon. Afin d'identifier le NTA de façon certaine, on peut utiliser le couplage direct de la chromatographie en phase gazeuse et la spectrométrie de masse.

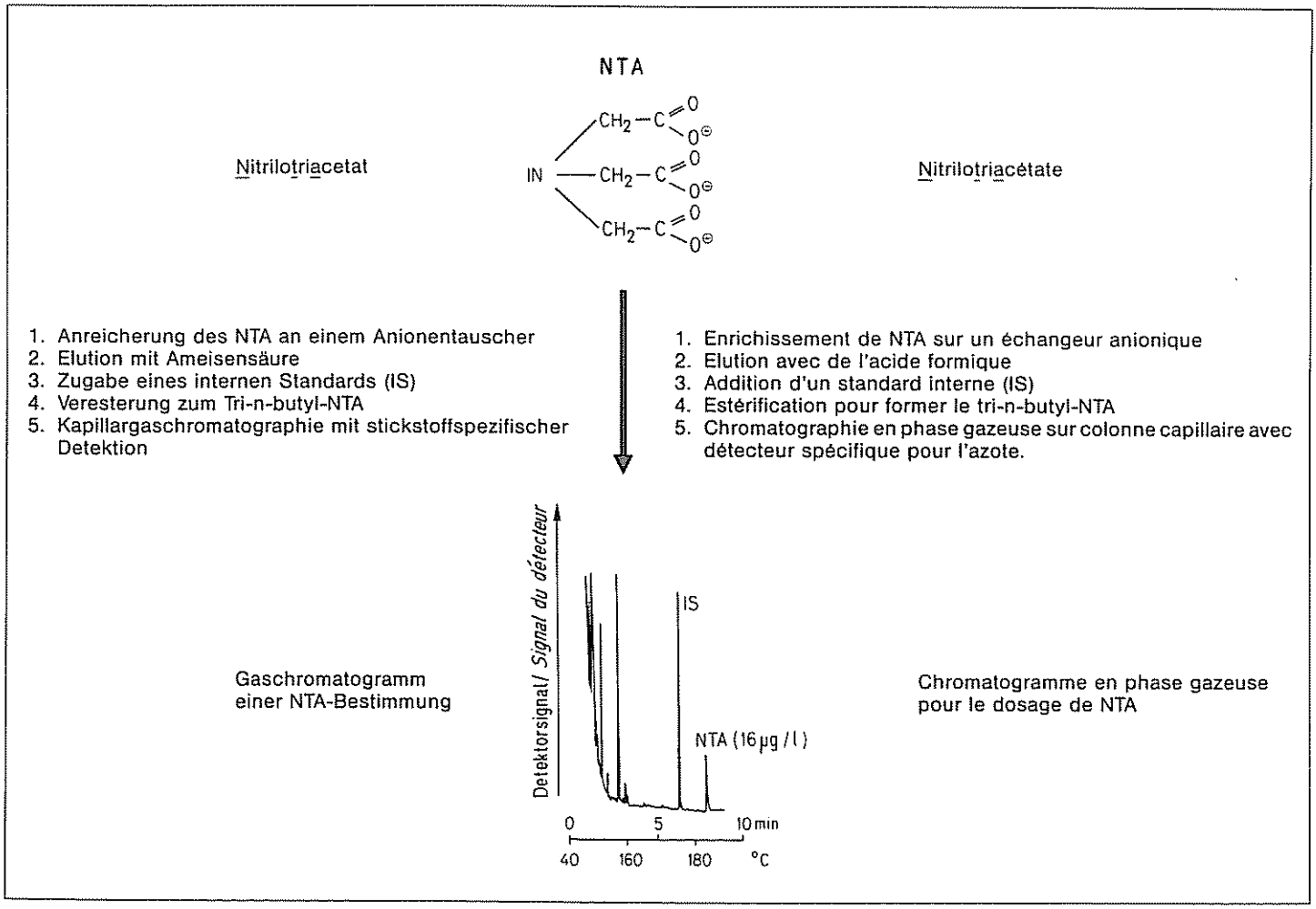


Fig. 4:
Quantitative Bestimmungsmethode für NTA in Abwasser und Gewässern [6].

Méthode de dosage du NTA dans les eaux et les eaux usées [6].

Tabelle/Tableau 1:
NTA im Abwasser und in den Gewässern des Glattales [7] NTA dans les eaux usées et dans les eaux de la vallée de la Glatt [7]

Abwasser	**Eaux usées**	
Kläranlage Zürich-Glatt	Station d'épuration Zürich-Glatt	
Ablauf des Vorklärbeckens	Effluent du décanteur primaire	40 – 400 µg/l
Ablauf des Nachklärbeckens	Effluent du décanteur sécondaire	3 – 30 µg/l
Wirkungsgrad	Taux d'élimination	>90 %
Gewässer	**Eaux**	
Greifensee	Greifensee	0,5 – 1 µg/l
Glatt	Glatt	
Hagenholz	Hagenholz	2 – 15 µg/l
Rümlang	Rümlang	3 – 25 µg/l
Rheinsfelden	Rheinsfelden	3 – 15 µg/l
Uferinfiltration an der Glatt bei Glattfelden	Infiltration de la Glatt près de Glattfelden	
Flusswasser	Eau de rivière	5 – 55 µg/l
Grundwasser	Eau souterraine	
Infiltrationsstrecke	Distance d'infiltration 2.5 m	0,3 – 1.3 µg/l
	14 m	<0,2 µg/l

In den Wintermonaten 1983/84 wurden Untersuchungen durchgeführt über das Verhalten von NTA in ausgewählten Kläranlagen und in den Gewässern des Glattals [7]. Die Tabelle 1 gibt eine Zusammenfassung der bis jetzt vorliegenden Ergebnisse, welche gewisse vorläufige Schlüsse bereits zulassen. Weitere Messungen sind jedoch notwendig für eine genügende Berücksichtigung des dynamischen Verhaltens der einzelnen Systeme (z. B. variierende Belastungen des Abwassers oder unterschiedliche Aufenthaltszeiten in Gewässern).

1. In einer mittelstark belasteten, schweizerischen Kläranlage ohne Phosphatfällung wird NTA auch im Winter zu 90 Prozent eliminiert.
2. In überlasteten Kläranlagen werden niedrigere Wirkungsgrade beobachtet.
3. Im anaeroben Hypolimnion eines stark eutrophen Sees treten keine erhöhten NTA-Konzentrationen auf.
4. Es gibt starke Hinweise, dass in einem belasteten Fluss ein weiterer Abbau des NTA erfolgt.
5. Bei der Uferfiltration aus einem Fluss in ein Grundwasser wird NTA rasch und wirksam eliminiert.

Die gefundenen NTA-Belastungen in der Schweiz sind auf eine gegenwärtige, geschätzte jährliche Einsatzmenge von ca. 1000 t NTA zurückzuführen. Damit sollte die bei grösseren NTA-Verbrauchsmengen zu erwartende NTA-Belastung der schweizerischen Abwässer und Gewässer mit genügender Verlässlichkeit vorausgesagt werden können. Die beschriebene Studie bildet ferner die Grundlage für die Planung eines NTA-Überwachungsprogrammes, welches im Falle der Einführung des Phosphatverbotes durch das Bundesamt für Umweltschutz durchgeführt werden wird.

Pendant l'hiver 1983/84, des études furent menées sur le comportement du NTA dans des stations d'épuration choisies ainsi que dans les eaux de la vallée de la Glatt [7]. Le tableau 1 donne un résumé des résultats obtenus à ce jour et permet déjà de tirer quelques conclusions préliminaires. Toutefois, des analyses supplémentaires sont nécessaires afin de tenir compte du comportement dynamique de chaque système (par exemple des chargements variables dans les eaux usées ou des temps de résidence divers dans les eaux).

1. Dans une station d'épuration suisse moyennement chargée, sans précipitation de phosphate, le NTA est éliminé à 90 pour cent, même en hiver.
2. Dans des stations d'épuration surchargées, les taux d'élimination sont moindres.
3. Il n'y a pas d'augmentation de la concentration en NTA dans l'hypolimnion anaérobie d'un lac très eutrophe.
4. Il y a de fortes raisons de déduire que, même dans une rivière fortement chargée, le dégradation du NTA se poursuit.
5. Le NTA est rapidement éliminé lors de la filtration des eaux s'écoulant à travers les rives vers les nappes.

La charge de NTA introduite de nos jours en Suisse est estimée à environ 1000 tonnes par année. Ceci permet d'estimer avec assez de sûreté la charge future de NTA dans les eaux et eaux usées suisses lors d'une augmentation de l'usage du NTA. L'étude décrite ci-dessus pourrait servir de base à l'établissement d'un programme de surveillance du NTA qui, dans le cas d'une interdiction de l'usage des phosphates, sera conduit par l'Office fédéral de la protection de l'environnement.

4. Zusammenfassung und Ausblick

Das wichtigste ökologische Beurteilungskriterium für organische Chemikalien in Waschmitteln ist deren biologische Abbaubarkeit und zwar im Sinne einer vollständigen Mineralisierung ohne die Bildung schwerabbaubarer Zwischenprodukte. Nur so kann sichergestellt werden, dass in den Gewässern weder Restkonzentrationen noch Anreicherungen auftreten, die schädlich wirken können. Einzelne Waschmittelinhaltsstoffe wie die hier diskutierten Nonylphenolverbindungen und NTA dürfen nicht isoliert betrachtet werden, sondern müssen in Relation zu anderen in Waschmitteln enthaltenen Substanzen gesetzt werden. Bei der Einschränkung gewisser Stoffe sollten die vorgesehenen Ersatzstoffe eingehend überprüft werden, so dass keine «Teufel-Beelzebub»-Situation eintritt.

Im Sinne einer effektiven Ursachenbekämpfung muss vermehrt angestrebt werden, dass möglichst wenig Waschmittel verbraucht werden. Zudem ist wünschbar, dass wieder häufiger gutabbaubare natürliche Stoffe (Seife) verwendet werden. Die Hersteller und Benützer von Waschmitteln und Waschapparaten sowie die Umweltschutzorgane sind aufgerufen, ihre Bemühungen in verstärktem Masse in diese Richtung zu lenken.

4. Résumé et perspectives

Le critère écologique le plus important en ce qui concerne les substances chimiques organiques dans les détergents est leur dégradabilité biologique, et ceci dans le sens d'une minéralisation complète sans formation de métabolites difficilement dégradables. Ce n'est que de cette manière que l'on peut s'assurer que ni des concentrations résiduelles ni des enrichissements de produits intermédiaires néfastes ne subsistent dans les eaux. Certains composants comme les composés cités, les nonylphénols polyéthoxylés et le NTA, ne doivent pas être jugés séparément, mais doivent être considérés en relation avec les autres substances contenues dans les détergents. Lors de la limitation de certaines substances, les produits de remplacement devraient faire l'objet d'études détaillées, de façon à éviter des surprises désagréables.

Dans l'esprit d'une lutte véritable contre les causes du mal, il faudrait limiter autant que possible l'emploi de produits de lavage. A cela, il faut ajouter que l'utilisation plus fréquente de substances naturelles, facilement dégradables (savon) serait à souhaiter. Les fabricants et les utilisateurs de détergents de même que les organismes de protection de l'environnement sont invités à agir plus intensivement dans ce sens.

Literatur / Références

[1] R. Geiser, Mikrobieller Abbau eines nichtionogenen Tensids in Gegenwart von Aktivkohle, Dissertation Nr. 6678, ETH Zürich, 1980.

[2] K. Stadler, E. Posch und T. Conrad, Laboratoriumsversuche zum Abbau nichtionischer Tenside, EAWAG-Jahresbericht 1981, S. 54.

[3] E. Stephanou and W. Giger, Persistent Organic Chemicals in Sewage Effluents. 2. Quantitative Determinations of Nonylphenols and Nonylphenol Ethoxylates by Glass Capillary Gas Chromatography, Environ. Sci. Technol. *16,* 800 (1982).

[4] M. Ahel, W. Giger, E. Molnar-Kubica and C. Schaffner. Organic Micropollutants in Surface Waters of the Glatt Valley, Switzerland, in «Analysis of Organic Micropollutants in Water», G. Angeletti and A. Bjørseth, Eds., Reidel Publ. Comp., Dordrecht, Holland, 1984, p. 280.

[5] W. Giger, P. Brunner, C. Schaffner, M. Ahel, H. Mönch und M. Tschui, Organische Schadstoffe in Klärschlämmen: Anreicherung von 4-Nonylphenol, EAWAG-Jahresbericht 1983, S. 49. W. Giger, P. Brunner and C. Schaffner, 4-Nonylphenol in Sewage Sludge: Accumulation of Toxic Metabolites from Nonionic Surfactants, Science, in press (1984).

[6] C. Schaffner and W. Giger, Determination of Nitrilotriacetic Acid in Waters and Waste Waters by High-Resolution Gas Chromatography, J. Chromatogr., in press (1984).

[7] J. Schneider, W. Giger, H. Laubscher und C. Schaffner, Chemodynamik organischer Waschmittelchemikalien, EAWAG-Arbeitsbericht (1984).

Verdankungen: Ein Teil der hier beschriebenen Untersuchungen wurde im Rahmen des Nationalen Forschungsprogrammes «Biogene Roh- und Abfallstoffe» des Schweizerischen Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung durchgeführt. Zusätzlich unterstützt wurden diese Arbeiten durch die Aktion Cost 64b «Analyse organischer Mikroschadstoffe im Wasser» im Rahmen der europäischen Zusammenarbeit auf dem Gebiet der wissenschaftlichen und technischen Forschung.

Der Autor

Dr. Walter Giger ist seit 1972 Leiter der organischen Arbeitsgruppe der Fachabteilung Chemie der EAWAG. Sein Forschungsgebiet umfasst das Auftreten und Verhalten organischer Substanzen sowohl in der Umwelt und Geosphäre als auch in wassertechnologischen Verfahren. Er war Gastwissenschafter am Meeresforschungsinstitut in Woods Hole und an der Stanford Universität (USA). Er ist Lehrbeauftragter für organische Geo- und Ökochemie an der ETH und an der Universität Zürich.

L'Auteur

Depuis 1972, le *Dr. Walter Giger* est chef du groupe de travail de chimie organique de la division de chimie de l'EAWAG. Son domaine de recherche est l'apparition et le comportement de substances organiques non seulement dans l'environnement et la géosphère mais aussi dans les procédés de technologie des eaux. Il a séjourné comme chercheur invité à l'Institut Océanographique de Woods Hole et à l'Université de Stanford, USA. Il est chargé de cours auprès de l'EPFZ et de l'Université de Zurich dans le domaine de la géochimie et écochimie organique.

Der Verlauf eines Tritium-aktivitätsschubes durch Oberflächen- und Grundwasser im Glattal

Peter H. Santschi, Klaus Farrenkothen, Alfred Lück, Hans-Jürgen Hüppi, Esther Werth (EAWAG) und Eduard Hoehn (EIR, Eidg. Institut für Reaktorforschung)

Trinkwasserreserven werden in der heutigen Zeit oft durch menschliche Aktivitäten gefährdet. Um das Verhalten und die Wirkung von Schadstoffen in Oberflächen- und Grundwässern voraussagen zu können, ist für den Erdwissenschafter u. a. die Kenntnis der mittleren Verweilzeit des Wassers in einem gegebenen Reservoir, $\bar{t}_w$, oder die mittlere Fliessgeschwindigkeit, $\bar{v}$, in einem Kanal, Fluss oder Grundwasserleiter besonders wichtig.
Leider sind gerade diese beiden Parameter nicht immer mit genügender Genauigkeit bekannt. Im Grundwasser, welches unsere wichtigste Trinkwasserreserve darstellt, ist $\bar{t}_w$ besonders schwer zu bestimmen.
Im allgemeinen werden natürliche oder künstliche Tracer benutzt, um $\bar{t}_w$ oder $\bar{v}$ abzuschätzen. Oft wirken sich der biologische Abbau, Austausch- und Adsorptionsreaktionen an Partikeln, Hydrolyse-, Photolyse- oder Gasaustauschreaktionen nachteilig auf ihre Verwendung aus.
Am 13. Dezember 1983 gelangte im Glattal durch einen Zwischenfall in einem isotopenverarbeitenden Industriebetrieb Tritium in die Glatt. Dadurch entstand zufällig die Situation zur Messung der oben genannten Transportparameter im Oberflächen- und Grundwasser (Fig. 1).
Tritiiertes Wasser ist eine sehr geeignete Markiersubstanz (Tracer), weil es nicht durch Abbau eliminiert wird. Dieser Tracer wird wie gewöhnliches Wasser transportiert, da er nicht durch Wechselwirkung mit Partikeln zurückgehalten wird.
Eine Gruppe von Wissenschaftern der EAWAG und des EIR reagierte ohne Verzögerung auf die Nachricht von diesem Zwischenfall und überwachte die Ausbreitung des Tritiumaktivitätsschubes im Einzugsgebiet der Glatt unter Einbezug von bestehenden und schnell errichteten neuen Probenahmestellen an der Glatt und im Grundwasserversuchsfeld der EAWAG in Glattfelden.
Die vorhandenen automatischen Probenahmestellen des NADUF-Programms erlaubten eine Bilanzierung des Tritiums, das durch Glatt und Rhein abfloss (NADUF = Nationale Daueruntersuchung von Fliessgewässern).
Dadurch wurde es möglich, den Transport durch eine Kläranlage zu verfolgen. Zusätzlich konnte das bereits früher anhand von Studien im Grundwasserversuchsfeld entwickelte Infiltrationsmodell auf seine Richtigkeit hin überprüft werden. Das Versuchsfeld der EAWAG in Glattfelden wurde 1979 eingerichtet, um die Infiltration der Glatt, einem der am stärksten verschmutzten Flüsse der Schweiz, in den Grundwasserleiter des unteren Glattales, der als Trinkwasserreservoir dient, zu studieren. Obwohl die Probenahme erst 3–6 Tage nach dem Zwischenfall einsetzte, war es möglich, den Schub von 500 Ci Tritium (siehe Tabelle 1) auf einer Strecke von mehr als 100 km und über mehrere Monate hinweg zu verfolgen.
Die aus dem Zwischenfall resultierenden Strahlendosen und die daraus folgenden Konsequenzen wurden im weiteren von der SUVA (Schweizerische Unfallversicherungsanstalt), vom BAG (Bundesamt für Gesundheitswesen) und von der KUER (Eidg. Kommission für die Überwachung der Radioaktivität in der Schweiz) als den zuständigen Behörden überwacht.

Parcours d'une impulsion brève de tritium dans les eaux de surface et les eaux souterraines de la vallée de la Glatt

Peter H. Santschi, Klaus Farrenkothen, Alfred Lück, Hans-Jürgen Hüppi, Esther Werth (EAWAG) et Eduard Hoehn (EIR, Institut Fédéral de Recherches en Matière de Réacteurs)

De nos jours, les ressources en eau potable sont souvent menacées par des activités humaines. Afin de pouvoir prédire le comportement et l'effet de substances polluantes dans les eaux de surface et les eaux souterraines, il est important que le chercheur connaisse la durée moyenne de séjour de l'eau dans un réservoir donné, $\bar{t}_w$, de même que la vitesse moyenne d'écoulement, $\bar{v}$, d'un canal, d'un fleuve ou des eaux souterraines.
Or, ces deux paramètres ne sont souvent pas connus avec suffisamment de précision. La durée moyenne de séjour des eaux souterraines $\bar{t}_w$, qui constituent notre principale source d'eau potable, est particulièrement difficile à déterminer.
En général, on fait appel à des traceurs naturels ou synthétiques pour estimer $\bar{t}_w$ et $\bar{v}$, bien que leur efficacité soit souvent perturbée par dégradation biologique, par des échanges et des réactions d'adsorption sur des particules, par des échanges gazeux, d'hydrolyse et de photolyse.
Le 13 décembre 1983, un incident dans une usine de traitement d'isotopes de la vallée de la Glatt eut pour conséquence de libérer du tritium dans la rivière. Il se présenta alors une occasion unique de mesurer les facteurs de transport sus-mentionnés dans les eaux de surfaces et souterraines (fig. 1).
L'eau tritiée est un traceur très approprié puisqu'elle n'est pas sensible à la dégradation. Le traceur est transporté comme l'eau normale, vu qu'il n'est pas retenu par interaction avec des particules.
Un groupe de chercheurs de l'EAWAG et de l'EIR (Institut Fédéral de Recherches en Matière de Réacteurs) réagit sans hésitation à la nouvelle de cet incident et se mit en tâche d'étudier la répartition de la radioactivité du tritium dans le bassin versant de la Glatt.
En plus des points d'échantillonnage déjà existants, ils installèrent de nouvelles stations d'échantillonnage non-permanentes sur la Glatt et la parcelle expérimentale de l'EAWAG à Glattfelden.
Les points d'échantillonnage automatiques du programme NADUF (programme national pour l'étude analytique en continu des cours d'eau suisses) permirent d'établir un bilan du tritium réparti dans la Glatt et dans le Rhin.
Cet incident nous donna également la possibilité de suivre le parcours d'une substance non réactive à travers une station d'épuration et de confirmer sur une grande région la validité du modèle rivière-nappe établi pour la parcelle expérimentale de l'EAWAG. Cette dernière avait été installée en 1979 afin d'étudier l'infiltration des eaux de la Glatt, l'une des rivières les plus polluées de Suisse, dans les eaux souterraines qui servent d'eau potable.
Bien que la prise d'échantillons n'ait pu commencer que 3–6 jours après l'incident, il fut tout de même possible de suivre une impulsion d'environ 500 Ci (voir tableau 1) sur une distance de plus de 100 km, et ceci pendant plusieurs mois.
Les irradiations et leur conséquences furent surveillées par les autorités compétentes, à savoir la CNA (Caisse nationale suisse d'assurance en cas d'accidents), l'OFSP (Office fédéral de la santé publique) et la KUER (Commission fédérale de surveillance de la radioactivité). Il s'avéra que la dose de ra-

Die Dosis für die betroffene Bevölkerung wurde als vernachlässigbar klein gegenüber der durch den natürlichen Strahlenpegel verursachten Dosis befunden.
Wir können uns deshalb in diesem Artikel auf die wissenschaftlichen Aspekte dieses Zwischenfalls konzentrieren.

diation que reçut la population concernée était négligeable en comparaison de l'intensité des rayonnements naturels. Dans cet article, nous pouvons par conséquent nous attacher à l'aspect scientifique de cet incident.

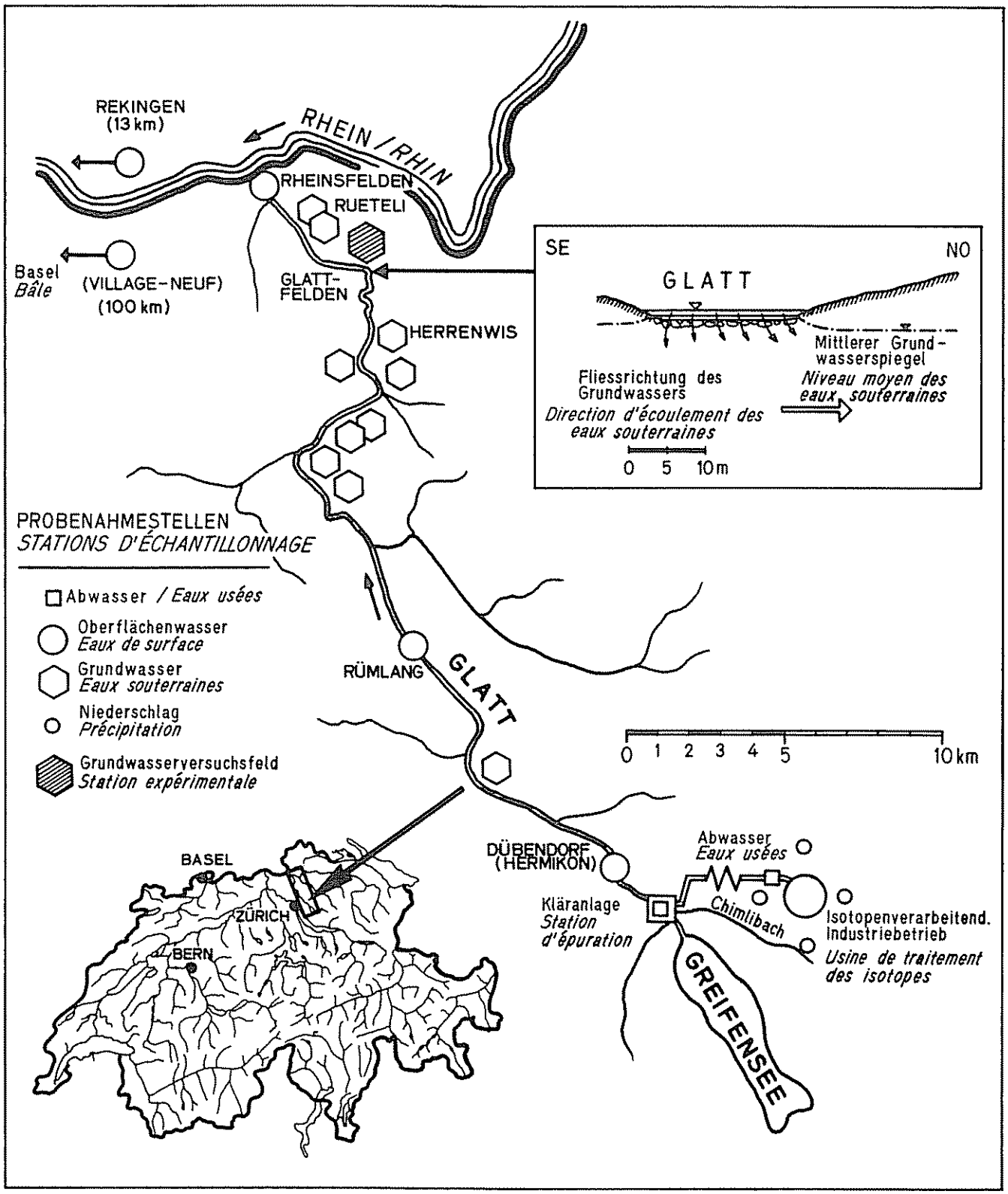


Fig. 1:
Ausgewählte Probenahmestationen im Einzugsgebiet der Glatt und am Rhein.

Stations d'échantillonnage choisies dans le bassin versant de la Glatt et du Rhin.

Der Memory-Effekt der unmittelbaren Umgebung nach der unbeabsichtigten Tritiumabgabe

Obwohl ein pulsartiger Eintrag von Tritium schnell vom Eintragsort weggeführt wird, wird die Form dieses Pulses durch jedes Reservoir, durch das er fliesst oder mit dem er einmal in Verbindung stand, moduliert.

Transportprozesse in die Sedimente oder in die Atmosphäre, sowie Austauschprozesse mit zusätzlichen, parallel geschalteten Reservoirs werden ein solches «chemisches Signal» noch weiter verändern (Fig. 2). Daher wird das Folgesignal im Oberflächengewässer unterhalb des Injektionspunktes verzögert. Dies führt zu einem sogenannten Memory-Effekt des gesamten betrachteten Systems. Diese Situation wurde nach dem Tritiumzwischenfall beobachtet. Fig. 3 zeigt die gemessenen Tritiumkonzentrationen sowie abnehmende Amplituden und zunehmende Verzögerungen der Folgesignale entlang des Fliessgewässers. Konzentrationsmaxima wurden beispielsweise in der Kläranlage sowie in der Glatt nicht gemessen, sondern mussten extrapoliert werden (Tabelle 1 und Fig. 3).

Enregistrement de pollutions accidentelles par l'environnement

Bien qu'une telle émission de tritium puisse être considérée comme un signal qui s'éloignerait très vite de sa source, il faut considérer que la forme de ce signal est modulée par chaque réservoir au travers duquel s'écoule ce signal ou auquel il est relié.

Le transport dans les sédiments ou dans l'atmosphère de même que les échanges avec des réservoirs additionnels reliés en parallèle altèrent un pareil signal chimique (fig. 2) et en diffèrent la réponse dans les eaux de surface en aval du point d'injection. Ceci peut mener à ce que nous appelons l'«effet mémoire» du système considéré dans son ensemble. Cette situation corespond à ce qui fut observé lors de l'incident de tritium.

La fig. 3 illustre l'évolution générale des concentrations mesurées: diminution des amplitudes et augmentation du temps de réponse de l'amont vers l'aval. Les concentrations

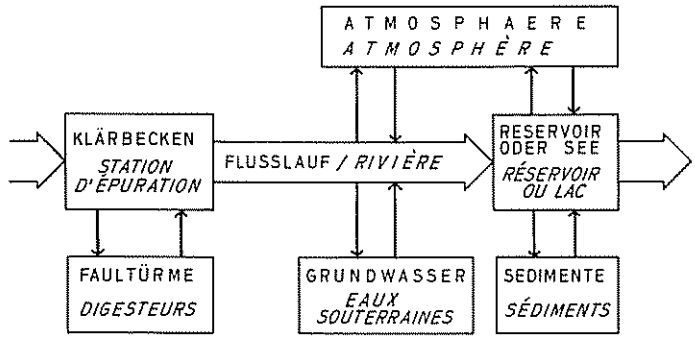


Fig. 2:
Schema einer typischen Situation, die nach einer unbeabsichtigten Abgabe eines Schadstoffes an die Umwelt eintreten könnte. Der Eingangspuls der räumlichen und zeitlichen Schadstoffverteilung wird durch die parallel und dazwischen geschalteten zusätzlichen Reservoirs moduliert, d. h. verzögert und verzerrt.

Schéma d'une situation typique après l'émission accidentelle d'une substance polluante dans l'environnement. La répartition de la substance polluante en fonction du temps et du lieu est modulée, c'est-à-dire décalée et déformée par le raccordement de nouveaux réservoirs en parallèle ou en série.

Tabelle/*Tableau 1:*

Geschätzte Maximalwerte der Tritium-Konzentrationen (C_{max}) bei ausgewählten Probenahmestellen
Evaluation des concentrations maximales en tritium (C_{max}) aux points d'échantillonnage choisis

	Q (m^3/s)	C_{max} (pCi/L) gemessen *mesuré*	C_{max} (pCi/L) geschätzt[4] *estimé*[4]	Datum von C_{max} im *Date de C_{max} en* Dezember/*décembre* 1983 gemessen *mesuré*	Datum von C_{max} im *Date de C_{max} en* Dezember/*décembre* 1983 geschätzt *estimé*
Abwasser des isotopenverarbeitenden Industriebetriebes *Eaux usées de l'usine de traitement des isotopes*	[1]	5.0×10^{10}	5×10^{10}	13.[5]	13.
Abfluss der Kläranlage/*Effluent de la station d'épuration*	0.1	1.3×10^{7}	5×10^{7}	16.	14.
Glatt bei Hermikon/*Glatt près de Hermikon*	2	3.0×10^{5}	2×10^{6}	17.	14./15.
Glatt bei Rheinsfelden/*Glatt près de Rheinsfelden*	4.5	1.5×10^{5}	1×10^{6}	12.–19.[3]	15.
Rhein bei Rekingen/*Rhin près de Rekingen*	340	2.5×10^{3}	1×10^{4}	12.–19.[3]	15.
Rhein bei Basel (Village Neuf)/*Rhin près de Bâle*	720	7.5×10^{2}	4×10^{3}	12.–26.[3]	15.
Grundwasser beim Versuchsfeld (Fassung KB 12) *Eaux souterraines près de la parcelle expérimentale*	0.5[2]	1.5×10^{5}	2×10^{5}	19.	18.

[1] $V \cong 10\ m^3$

[2] Totale Infiltrationsrate [6]

[3] Wochenmittel

[4] Die Schätzungen basieren auf den gemesssenen Totalmengen an Tritium in der Glatt (450 ± 50 Ci) und im Rhein bei Rheinsfelden (650 ± 150), bei Rekingen (410 ± 90 Ci) und bei Basel Village-Neuf (400 ± 110 Ci) und auf Messungen, die von [5] durchgeführt wurden (480 ± 10 Ci).

[5] Persönliche Mitteilungen des isotopenverarbeitenden Industriebetriebs.

[1] *$V \cong 10\ m^3$*

[2] *Débit d'infiltration total [6]*

[3] *Moyenne hebdomadaire*

[4] *Les estimations sont basées sur les quantités totales de tritium mesurées dans la Glatt (450 ± 50 Ci), dans le Rhin près de Rheinsfelden (650 ± 150 Ci), près de Rekingen (410 ± 90 Ci) et près de Bâle/Village-neuf (400 ± 110 Ci), ainsi que sur des mesures faites par [5] (480 ± 10 Ci).*

[5] *Communication des responsables de l'usine de traitement des isotopes.*

Der langsame Austausch mit zusätzlichen Reservoirs verzögerte somit das Folgesignal des Oberflächengewässers. Obwohl das Tritium als ein Puls bekannter Grösse durch die Kläranlage floss, zeigten die abflussproportionalen Wochensammelproben in Basel (Village-Neuf) zwischen dem 12. und 26. Dezember 1983 konstante Werte (Tabelle 1 und Fig. 3). Zusätzliche Reservoirs, in diesem Falle die Stauhaltungen entlang des Rheins, sind verantwortlich für dieses sehr breite Signal. Weitere Beispiele werden später diskutiert.
Zwischen den gemessenen Maximalkonzentrationen im Zufluss der Kläranlage und den (mittleren) Basiskonzentrationen des Tritiums von 100–200 pCi/l wurde ein Unterschied von ca. 8 Grössenordnungen gefunden, wobei heute die Basiskonzentration des Tritiums im wesentlichen durch die atmosphärischen Atombombentests der 50er und 60er Jahre bestimmt ist.

maximales n'ont cependant été mesurées ni à l'entrée ou à la sortie de la station d'épuration, ni dans la Glatt (tableau 1 et fig. 3); elles ont dû être estimées.
La lenteur des échanges avec les réservoirs latéraux retarde le passage du front de pollution dans les eaux de surface. Par exemple, bien que la fuite se traduise par une injection brusque à travers la station d'épuration, les concentrations en tritium des eaux du Rhin mesurées à Bâle (Village-Neuf) sur des échantillons hebdomadaires proportionnels au débit sont restées à peu près constantes entre le 12 et le 26 décembre 1983. Les réservoirs souterrains situés de part et d'autre du Rhin sont la cause de cet étalement. D'autres exemples seront présentés plus loin.
Une différence d'à peu près huit ordres de grandeur existe entre la concentration la plus élevée mesurée dans l'affluent de la station d'épuration et la concentration de base aux diverses stations de contrôle (100 à 200 pCi/l), qui dépend surtout des retombées des essais nucléaires réalisés entre les années 1950 et 1963 dans l'atmosphère.

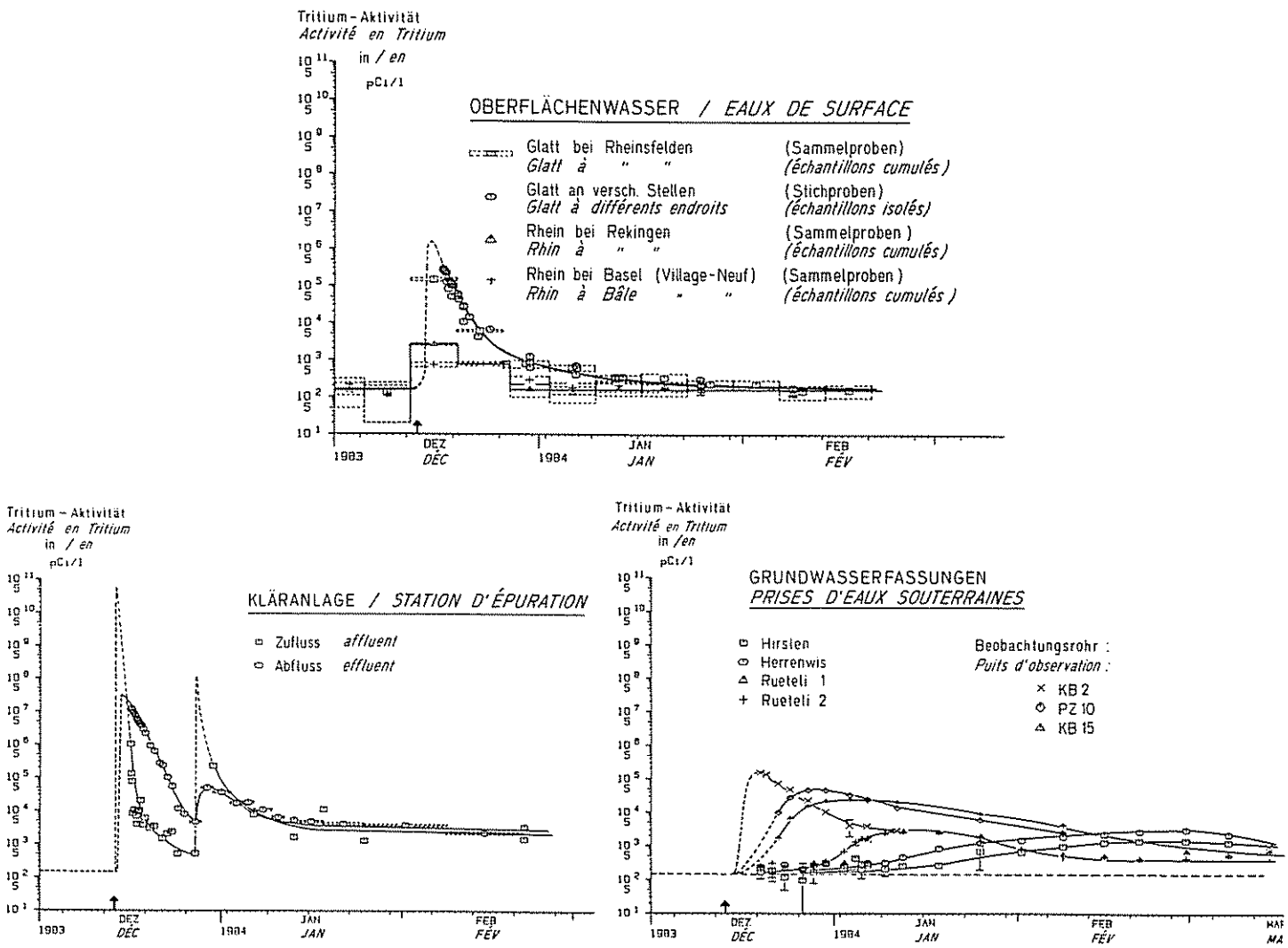


Fig. 3:
Zeitabhängigkeit der gemessenen Tritiumaktivitäten im Abwasser-, Oberflächen- und Grundwasser von Proben der in Fig. 1 beschriebenen Probenahmestellen.
Punktierte Linien sind Extrapolationen, basierend auf der berechneten totalen Aktivitätsmenge von Tritium, die während des Zwischenfalls abgegeben wurde.
Ausgezogene Linien stellen die Kurven aus den jeweilig gemessenen Datenpunkten dar.
Eine zusätzliche Aktivitäts-Abgabe von ca. 2 Ci durch den isotopenverarbeitenden Industriebetrieb verursachte den Konzentrationsanstieg im Abfluss der Kläranlage vom 26.–27. Dezember 1983.

Evolution des concentrations en tritium mesurées dans l'affluent et l'effluent de la station d'épuration, dans les eaux de surface et les eaux souterraines aux points de prélèvement décrits (fig. 1).
Les lignes pointillées sont des extrapolations d'après la radioactivité totale de tritium émise lors de l'incident. Les traits continus correspondent aux valeurs mesurées.
Une nouvelle dose de radioactivité d'environ 2 Ci émise par l'usine de traitement des isotopes engendra un pic de concentration dans les effluents de la station d'épuration le 26/27 décembre 1983.

a) VEREINFACHTES DURCHFLUSSDIAGRAMM DER KLÄRANLAGE
DIAGRAMME SIMPLIFIÉ DE LA STATION D'ÉPURATION

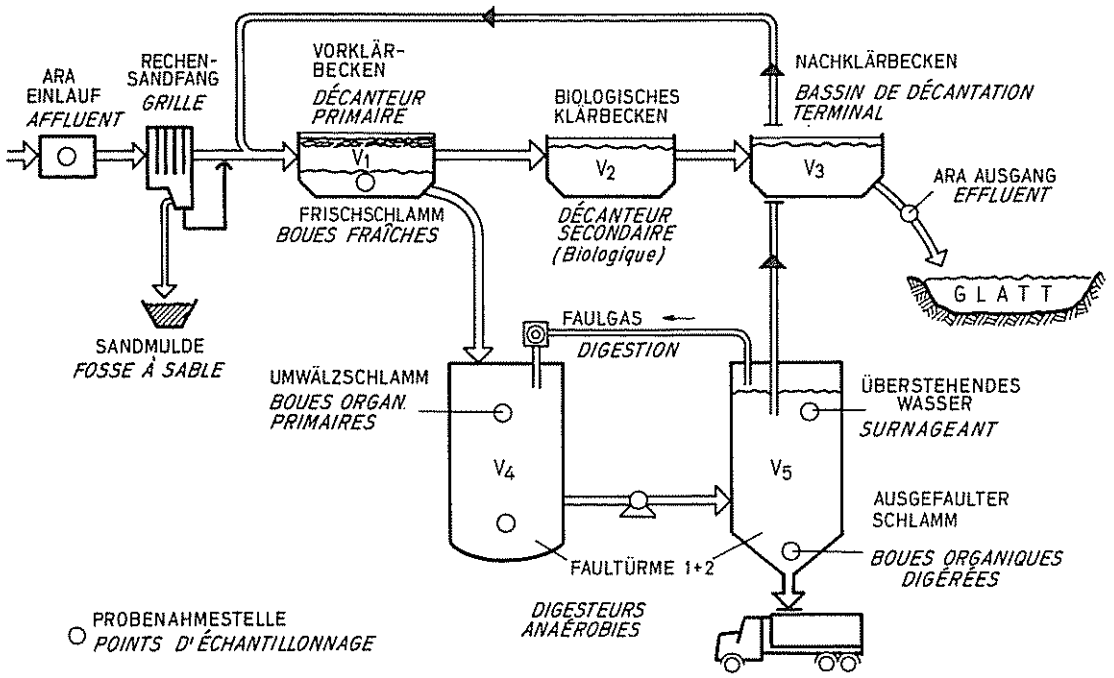
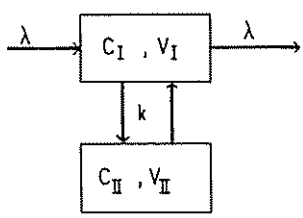


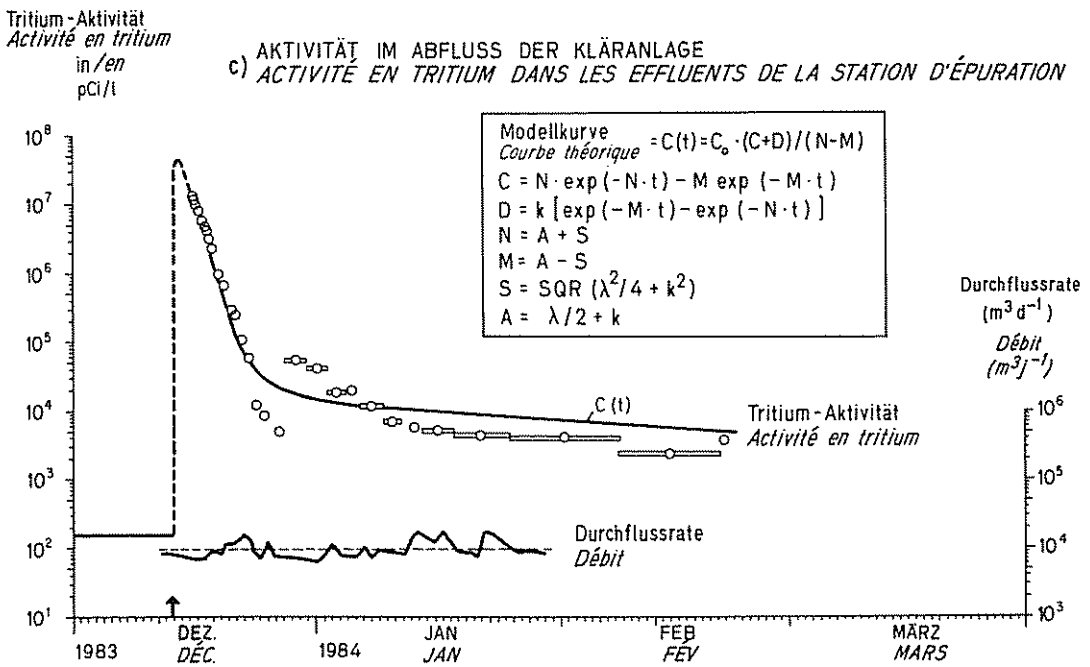
Fig. 4:
a) Vereinfachtes Flussdiagramm des Abwassers durch die Kläranlage.
b) Zwei-Box-Modell zur Simulation der Tritiumkonzentrationen im Abfluss der Kläranlage.
c) Modell-Simulation der Tritiumkonzentration im Abfluss der Kläranlage.

a) Parcours simplifié de l'eau à travers la station d'épuration.
b) Modèle à deux compartiments permettant de simuler les concentrations du tritium lors de son écoulement à travers la station d'épuration
c) Modèle d'une simulation de la concentration en tritium à la sortie de la station d'épuration.

b) 2-BOX-MODELL :
MODÈLE À DEUX COMPARTIMENTS :



$\lambda \simeq 0.9\ d^{-1}$
$k = 0.017\ d^{-1}$
$V_I = V_1 + V_2 + V_3 \simeq 10^4\ m^3$
$V_{II} = V_4 + V_5 \simeq 3400\ m^3$



Das Verhalten des Tritiumschubes in der Kläranlage

Die Tritiumzufuhr in die Kläranlage kann als Pulsschub von kurzer Dauer – als sog. Dirac'sche Delta Funktion – betrachtet werden.

Aufgrund der Wasserführungsdaten* und dem Totalvolumen ($V = 10^4$ m³) dürfte die Verweilzeit des Wassers ($\bar{t}_w$) etwa 1 Tag betragen ($\bar{t}_w = V/Q$).

Die Tritiumkonzentration im Ausfluss des 3. Klärbeckens fiel anfänglich exponentiell ab, mit einer Verweilzeit $\bar{t}_w$ von ca. einem Tag (Fig. 4a). Dieses Signal wird durch den Hauptaktivitätsschub des durch die Kläranlage fliessenden Tritiums verursacht. Nach ungefähr einer Woche fielen die Tritiumkonzentrationen wesentlich langsamer ab. Wir erklären die höhere mittlere Verweilzeit $\bar{t}_w$ von ca. 60 Tagen während dieser zweiten Periode durch die langsame Abgabe von Tritium aus den beiden Faultürmen.

Das Wasser in den beiden Faultürmen stammt aus dem 1. Klärbecken, in das es auch nach durchschnittlich 60 Tagen Aufenthalt wieder zurückgeführt wird (Fig. 4a).

Ein Zwei-Box-Modell, welches konstante Wasserführung annimmt, simuliert die Tritiumkonzentrationen im Ausfluss der Kläranlage in befriedigender Weise (Fig. 4b).

Das erste Reservoir in diesem einfachen Modell besteht aus den drei Klärbecken der Kläranlage, das zweite aus den beiden Faultürmen. Abweichungen der Modellkurve von den Messwerten bis zu einem Faktor 2 werden auf zwei Gründe zurückgeführt:

a) Höhere als normale Wasserführungen spülten anfänglich mehr Tritium aus der Kläranlage aus als berechnet.
b) Eine zweite kleinere Tritiumabgabe an die Kläranlage am 26./27. Dezember durch den isotopenverarbeitenden Betrieb (Fig. 3a und 4c).

Passage du tritium à travers la station d'épuration

L'apport de tritium dans la station d'épuration peut être considéré comme un signal de courte durée, représentable en termes mathématiques par une impulsion brève de Dirac.

Compte tenu des données de débit de l'eau (Q = 6000–20 000 m³/ jour; en moyenne 10^4 m³/ jour) et du volume total ($V = 10^4$ m³), on s'attend à ce que le temps de séjour ($\bar{t}_w$) de l'eau soit d'environ 1 jour ($\bar{t}_w = V/Q$). En effet, au début, la concentration de tritium à la sortie du 3ème bassin de décantation montre une chute exponentielle, avec un temps de séjour $\bar{t}_w$ d'environ 1 jour (fig. 4a). Ceci est dû au passage de la quantité principale d'émission radioactive de tritium au travers de la station d'épuration.

Toutefois, après environ une semaine, la concentration en tritium chute plus lentement. La nette augmentation de la durée de séjour $\bar{t}_w$ (env. 60 jours) de cette deuxième période peut être expliquée par la lente libération du tritium accumulé dans les deux digesteurs. L'eau des deux digesteurs provient du premier bassin de décantation, dans lequel elle retourne après environ 60 jours de digestion dans les digesteurs (fig. 4a).

Un modèle à deux compartiments à débit constant, permet de simuler de façon satisfaisante la concentration en tritium à la sortie de la station d'épuration (fig. 4b).

Dans ce simple modèle, le premier réservoir est constitué par les 3 bassins de décantation de la station d'épuration, et le 2ème par les deux digesteurs. Les déviations des mesures par rapport à la courbe théorique jusqu'à un facteur 2 peuvent être dues aux causes suivantes:

a) des débits d'eau plus importants ont provoqué une dilution supplémentaire des eaux tritiées au niveau de la station d'épuration.
b) Il y eut une deuxième petite émission de tritium les 26/27 décembre à l'usine de traitement des isotopes (fig. 3a et 4c).

Der Tritiumschub durch die Glatt und das frisch infiltrierte Grundwasser

Das Tritium benötigte 8–10 Stunden für die Strecke vom Ausfluss der Kläranlage bis ins untere Glattal (Glattfelden, Rheinsfelden), unter Annahme einer Transportgeschwindigkeit in der Glatt von ca. 0.9 m sec⁻¹ [2]. Im unteren Glattal infiltriert der Fluss in einen glaziofluvialen Schotter der Talsohle [4]. Für die pulsförmige Infiltration von Tritium ins Grundwasser nahmen wir, mathematisch ausgedrückt, eine Dirac'sche Delta-Funktion an. Aus den Durchbruchkurven (Fig. 3) bestimmten wir mittlere Verweilzeiten $\bar{t}_w$ des Tritiums im frisch infiltrierten Wasser von 10–30 Tagen für Strecken ($\bar{x}$) zu den Probenahmestellen von 26–500 m. Dies entspricht linearen Fliessgeschwindigkeiten des Grundwassers von 4–15 m/ Tag, was recht gut mit früher im Versuchsfeld ermittelten Werten übereinstimmt und typisch ist für voralpine Schotter-Grundwasserleiter [2,4].

Die Tritiumkonzentrationen im Grundwasser konnten mit einem eindimensionalen Advektion-Dispersions-Modell genügend gut simuliert werden (Fig. 5). Wie schon früher im Versuchsfeld beobachtet [4], mischt sich das frisch infiltrierte Wasser schlecht mit älterem darunterliegenden Grundwasser. Die Integration der Durchbruchkurven ergab eine gesamte infiltrierte Aktivität von 25–50 Ci, was 5–10%der gesamten, aus der Kläranlage ausgeströmten Aktivität entspricht. Die derart hohe Infiltrationsrate deckt sich mit früheren Abschätzungen des Wasserverlusts auf der ca. 3 km langen Infiltrationsstrecke der Glatt ($Q \approx 0.5$ m³ sec⁻¹). Eine Interpretation des geologischen Schnitts durch das untere Glattal [1] ergibt eine etwas weniger hohe Infiltrationsrate von ca. 0.2 m³ sec⁻¹.

Passage du tritium dans la Glatt et infiltration dans les eaux souterraines

La courbe de concentration mesurée dans l'effluent de la station d'épuration est une fonction représentative de l'injection du polluant dans la Glatt. Dans l'hypothèse d'une vitesse d'écoulement proche de 0,9 m/s [2], le front de pollution aurait franchi la distance séparant le déversoir de la station d'épuration de Glattfelden et de Rheinsfelden en 8 à 10 heures. Dans son cours inférieur, la rivière coule sur des terrains meubles fluvio-glaciaires et alimente les eaux souterraines par infiltrations [4].

On a assumé que la courbe de concentration de l'eau tritiée se propage dans l'eau souterraine et qu'elle peut être considérée en termes mathématiques comme une impulsion de Dirac.

D'après la courbe de la fig. 3, on trouve une durée moyenne de séjour $\bar{t}_w$ de 10–30 jours pour les eaux souterraines après infiltration, à une distance $\bar{x}$ de la Glatt de 26 à 500 m, correspondant à une vitesse d'écoulement linéaire moyenne $\bar{v}$ d'environ 5 m/jour. Ces valeurs sont assez conformes aux valeurs trouvées antérieurement à la parcelle expérimentale de Glattfelden [2] et sont caractéristiques pour les aquifères meubles des vallées préalpines [4].

Les concentrations en tritium des eaux souterraines peuvent être simulées par un modèle de transport hydrodispersif à une dimension (fig. 5). On avait déjà observé que les eaux souterraines fraîchement infiltrées se mélangent mal aux eaux plus anciennes [4].

En intégrant les courbes de restitution, on peut calculer m/ Q, le rapport de la masse totale m de tritium injecté dans le sous-sol par le débit Q des infiltrations (fig. 5). Comme Q est

* Q = 6000–20 000 m³/Tag; im Durchschnitt 10^4 m³/Tag

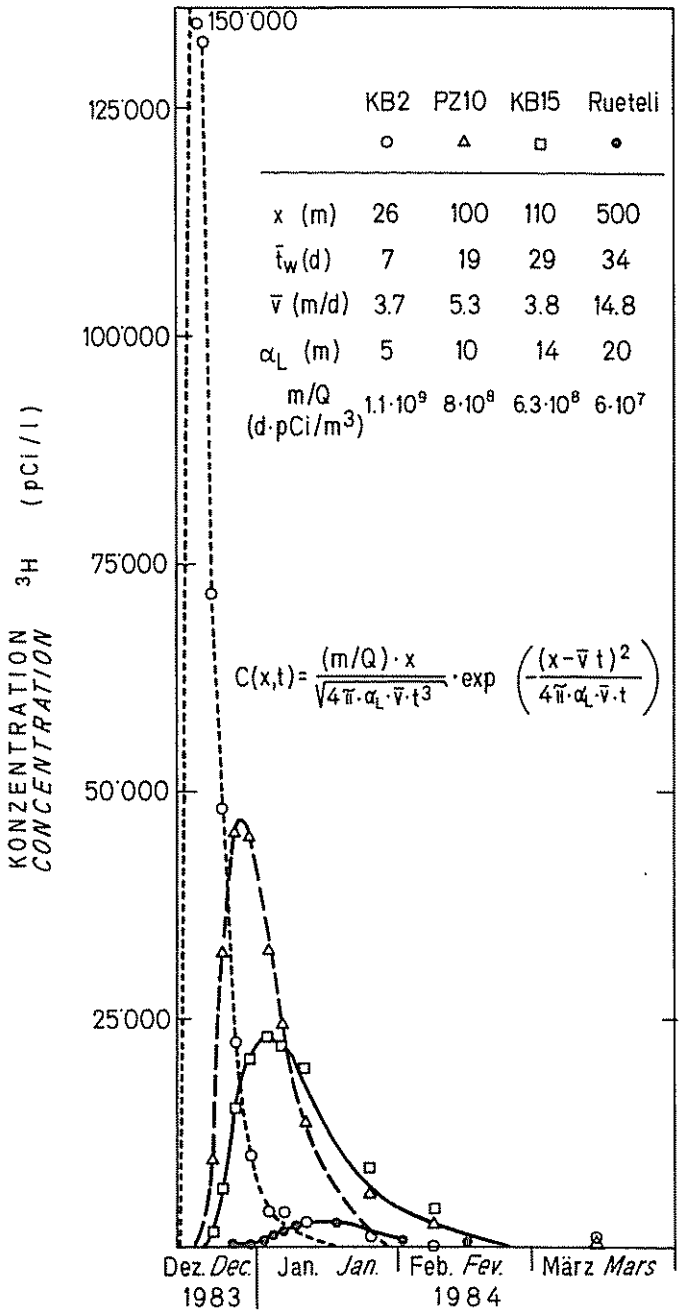


Fig. 5:
Modell-Simulation der Tritiumkonzentrationen im infiltrierten Grundwasser des unteren Glattales.
Ein eindimensionales Advektions-Dispersions-Modell simuliert mit den gegebenen Parametern die Tritiumkonzentration in ausgewählten Grundwasserfassungen:
α_L = Longitudinale Dispersivität
m = totale Aktivität an Tracer
Q = Wasserführungsrate
$\bar{v}$ = mittlere lineare Grundwasserfliessgeschwindigkeit = $\bar{x}/\bar{t}_w$
$\bar{x}$ = mittlere Infiltrationsdistanz
$\bar{t}_w$ = mittlere Verweilzeit des Grundwassers; [7].

Modèle de simulation des concentrations en tritium des eaux souterraines infiltrées de la basse vallée de la Glatt. Un modèle à une dimension d'advection et de dispersion simule la concentration en tritium d'un réservoir souterrain choisi selon des paramètres donnés: α_L = dispersivité longitudinale; m = radioactivité totale du traceur; Q = débit; $\bar{v}$ = vitesse d'écoulement linéaire moyenne = $\bar{x}/\bar{t}_w$; $\bar{x}$ = distance moyenne d'infiltration; $\bar{t}_w$ = durée de séjour moyenne des eaux souterraines; [7].

connu, on en déduit m. Les mesures antérieures fixaient Q égal à 0,5 m³/s [4], une interprétation de la coupe géologique figurant dans [1] donnerait un débit Q plus faible, voisin de 0,2 m³/s.
La valeur de m est par conséquent de 25–50 Ci, ce qui correspond au 5–10 % de la quantité totale de radioactivité émise (500 Ci). Ces données correspondent également aux mesures antérieures, qui estimaient entre 5 et 10 % les pertes par infiltrations le long de la rivière [3,4].

Conclusions

1. L'émission de grandes quantités de substances polluantes dans l'environnement devrait dans tous les cas être surveillée, même si l'on peut prouver ultérieurement que personne ni aucun écosystème n'a subi des dommages directs. Si la surveillance est exercée soigneusement, le comportement de ces polluants ou les phénomènes géochimiques responsables de leur dispersion dans l'environnement peuvent être étudiés scientifiquement, comme dans le cas cité ci-dessus.
2. Lorsqu'une substance comme l'eau tritiée, neutre au plan hydrodynamique, parvient dans les eaux, ces dernières enregistrent l'événement; en d'autres mots, les concentrations du polluant varient après passage à travers une station d'épuration, dans une rivière ou dans une formation aquifère. A l'aval du point d'injection, les courbes de restitution d'un traceur neutre montrent donc des retards, fontions du volume des réservoirs considérés et des échanges qu'ils entretiennent avec d'autres compartiments. Des modifications plus importantes peuvent intervenir pour des substances actives, qui se dégraderaient ou feraient l'objet d'échanges avec les particules solides ou avec l'atmosphère.
3. On a calculé que 5–10 % de la radioactivité du tritium libérré dans la Glatt lors d'un incident qui se produisit dans une usine de traitement d'isotopes, s'est infiltré dans les eaux souterraines de la Glatt.
   Les concentrations en tritium trouvées dans quelques nappes d'eau souterraines étaient dix fois plus élevées que les concentrations souterraines moyennes, quoique toujours bien en dessous des concentrations maximales autorisées.
4. L'infiltration de tritium a confirmé la validité du modèle rivière-nappe, établi sur un site expérimental restreint, et d'en étendre les conclusions à une région beaucoup plus grande.

Remerciements: Nous remercions le Service de contrôle des radiations de l'Institut Fédéral de Recherches en Matière de Réacteurs pour les analyses de tritium dans les échantillons de la parcelle expérimentale de l'EAWAG à Glattfelden. L'interprétation scientifique de cet incident de tritium n'a été possible que grâce à la prévoyance de tous ceux qui ont participé à la planification des prélèvements. Les auteurs de l'étude ont profité des conseils de MM. *O. Huber, H.R. von Gunten, W. Stumm* et *H. Voelkle.*

Schlussfolgerungen

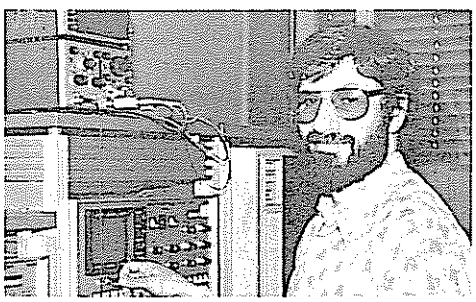
1. Die Abgaben von grösseren Mengen von Schadstoffen an die Umwelt sollte in allen Fällen überwacht werden, auch wenn später festgestellt wird, dass weder Personen noch Ökosysteme direkt geschädigt wurden. Wenn wie hier die Überwachung fachgerecht durchgeführt wird, ist es möglich, das Schicksal einer chemischen Substanz in einem Umweltsystem zu verfolgen und die geochemischen Prozesse, die ihr Verhalten in der Umwelt regulieren, zu studieren.
2. Wenn eine konservative, d. h. eine nicht reaktive Substanz wie tritiiertes Wasser, in ein Oberflächengewässer eingetragen wird, ist bei der Verfolgung der Substanz immer mit einem Memory Effekt zu rechnen, d. h. die Konzentrationen in den Abflüssen von Kläranlagen, in Flüssen oder in Wasserreservoirs wie Seen oder Grundwässer, werden moduliert.
   Die Folgesignale in den aquatischen Systemen unterhalb des Injektionspunktes einer konservativen Substanz zeigen deshalb Zeitverzögerungen und Verzerrungen des Signals, die vom Volumen des betroffenen Reservoirs und seiner Austauschrate abhängig sind.
   Zusätzliche Modulationen werden dann eintreten, wenn nicht-konservative Substanzen betrachtet werden, welche z. B. entweder abgebaut werden oder mit Partikeloberflächen oder mit der Atmosphäre austauschen.
3. Fünf bis 10% der durch den Zwischenfall in die Glatt gelangten Tritiumaktivität infiltrierten ins Grundwasser des unteren Glattals. Trotzdem lagen die Maximalkonzentrationen in den Grundwasserfassungen höchstens etwa zehnmal über den Basiskonzentrationen, also um mehrere Grössenordnungen unter den im Trinkwasser tolerierten Werten.
4. Das für das ufernahe Infiltrations-Versuchsfeld im unteren Glattal experimentell abgeleitete Transportmodell ist für grössere Teile dieses Grundwassergebiets anwendbar, nämlich sicher an den Stellen, wo Tritium gemessen worden war.

Verdankungen: Wir danken der SU-Gruppe des EIR für die Tritiumanalysen der Proben aus dem EAWAG-Versuchsfeld in Glattfelden.
Die wissenschaftliche Interpretation dieses Tritiumzwischenfalls war nur möglich dank dem Vorausblick aller derjenigen, die bei der Planung der Probenahmenstrategie mitwirkten.
Wir danken *O. Huber, H. R. von Gunten, W. Stumm und H. Völkle,* die in verschiedenen Stadien der Arbeit beratend mitgewirkt haben.

[1] Giger, W., Schwarzenbach, R., Hoehn, E., Schellenberg, K., Schneider, J.K., Wasmer, H.R., Westall, J., Zobrist, J.: Das Verhalten organischer Wasserinhaltsstoffe bei der Grundwasserbildung und im Grundwasser. Gas – Wasser – Abwasser, *63* (9), 517–531, (1983).
[2] Gujer, W., Krejci, V., Schwarzenbach, R.P., and Zobrist, J.: Von der Kanalisation ins Grundwasser – Charakterisierung eines Regenereignisses im Glattal. Gas – Wasser – Abwasser, *62* (7), 298–311, (1982).
[3] Hoehn, E.: Advection – dispersion interpretation of tracer observations in a river/groundwater infiltration system. Proc. of the Int. Conf. on «Modern Approaches to Groundwater Resources Management», Oct. 25–27, 1982, Capri, Italy, 361–372, (1982).
[4] Hoehn, E., Zobrist, J., and Schwarzenbach, R.P.: Infiltration von Flusswasser ins Grundwasser – Hydrogeologische und hydrogeochemische Untersuchungen im Glattal. Gas – Wasser – Abwasser, *63*, (8), 401–410, (1983).
[5] Schwarzenbach, R.P., Giger, W., Hoehn, E., and Schneider, J.K.: Behavior of organic pollutants during infiltration of river water to ground water. Field studies. Environ. Sci. Technol. *17* (8), 472–479, (1983).
[6] Freimoser, M., and Locher, Th.: Gedanken zur pleistozaenen Landschaftsgeschichte im nördlichen Teil des Kantons Zürich, aufgrund hydrogeologischer Untersuchungen. Eclogae geol. Helv., *73* (1), 251–270 (1980).
[7] Lenda, A., and Zuber, A.: Trace dispersion in ground water experiments. Proc. of a Symposium, Vienna, 9–13 march, 1970, IAEA – SM – 129/37, Vienna, 619–641, (1970).

Die Autoren

Von links nach rechts:

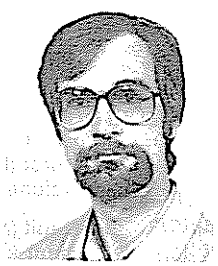


Dr. Peter Santschi, Alfred Lück, Klaus Farrenkothen, Esther Werth, Hans-Jürgen Hüppi.

Dr. *Eduard Hoehn* ist Hydrogeologe am Eidgenössischen Institut für Reaktorforschung (EIR). 1980/81 war er Gastwissenschafter an der Universität von Stanford (USA). In den EAWAG-Publikationen 929, 939, 960 und 967 sind seine Forschungsarbeiten über die Rolle der Grundwasserströme auf das Transportverhalten von Grundwasserkontaminanten beschrieben.

Les Auteurs

De gauche à droite:



Le Dr. *Eduard Hoehn* est hydrogéologue à l'Institut Fédéral de Recherches en Matière de Réacteurs (EIR). Il a séjourné en chercheur invité à l'Université de Stanford (USA) en 1980/81. Ses recherches sur le transport de contaminants traitent de problèmes topiques pour les scientifiques de l'EAWAG (voir publications 929, 939, 960 et 967).

Der folgende Beitrag stellt die Einleitung eines Vortrags dar, der anlässlich der Tagung über »Wirtschaft, ökonomische und ökologische Folgen einer künftigen Wasserwirtschaft» am Gottlieb Duttweiler Institut, Rüschlikon ZH, vom 21.–22. Mai 1984 vorgetragen wurde und in dem die Autoren das Tagungsmotto in eine Formel fassten.

Gewässerbelastung als Folge der Entwicklung anthropogener Aktivitäten und Konsumgewohnheiten, ein internationaler Vergleich

Rudolf Koblet, Christina Matter-Müller, Boris Novak, Werner Stumm

Seit Beginn der Industrialisierung hat die Weltbevölkerung exponentiell zugenommen. Die Blütezeit der Industrie und die Bevölkerungsexplosion bewirkten eine quantitative Zunahme der Umweltbelastungen. Zudem trat eine qualitative Veränderung der belastenden Stoffe ein. Früher waren es in der Natur vorhandene Substanzen (menschliche und tierische Fäkalien, und andere biogene, abbaubare Substanzen), die lokal infolge Anhäufung in die Kreisläufe eingriffen. Heute sind es in zunehmendem Masse naturfremde Stoffe, die belastend wirken. Ein einfacher Zusammenhang zwischen Wasser, Mensch, Wirtschaft und Technik kann mathematisch auf folgende Art formuliert werden: die Gewässerbelastung (J) kann ausgedrückt werden als Funktion der Populationsdichte und der anthropogenen Tätigkeiten (z. B. Bruttosozialprodukt pro Einwohner) innerhalb des Einzugsgebietes eines Gewässers. Diese Gleichung ist recht primitiv, vermag aber zwei wichtige Belastungsparameter zu verdeutlichen: 1.) Einwohner pro m³/s Wasserabfluss und 2.) Bruttosozialprodukt pro m³ Wasser.

$$J = \text{Gewässerbelastung} = \underbrace{\underbrace{\text{WASSER}\ \frac{\text{Einzugsgebiet}}{\text{Abflussmenge}}\ \frac{m^2}{m^3/s}}_{\frac{\text{Einw.}}{m^3/s}} \cdot \underbrace{\text{MENSCH}\ \frac{\text{Einwohner}}{\text{Einzugsgebiet}}\ \frac{\text{Einw.}}{m^2}}_{} \cdot \underbrace{\text{WIRTSCHAFT}\ \frac{\text{Bruttosozialprodukt}}{\text{Einwohner}}\ \frac{\$/s}{\text{Einw.}}}_{} \cdot \underbrace{\text{TECHNIK}\ (1-\eta)\ \eta = \text{Effizienz der Abwasserreinigung}}_{}}_{\$/m^3}$$

Am Beispiel von Yangtsekiang, Mississippi, Yukon, Donau und Rhein werden die Belastungen des Oberflächenwassers dargestellt, wobei in Fig. 1 die Breite der Flüsse abflussproportional (in m³/s) dargestellt ist, in Fig. 2 die Breite der Flüsse proportional zur Einwohnerzahl pro m³/s und in Fig. 3 zu Dollars pro m³.

Flüsse und Seen waren für den Menschen schon immer bevorzugte Gebiete für die Ansiedlung von Landwirtschaft, Industrie und grösseren Städten. Die fünf ausgewählten Flüsse Yangtsekiang (33 700 m³/s), Mississippi (17 700 m³/s), Yukon (6800 m³/s), Donau (6400 m³/s) und Rhein (2300 m³/s) tragen in bezug auf ihre Abflussmengen merklich zum weltweiten Oberflächeninput in die Ozeane bei (Fig. 1).

Die Weltkarte zeigt, dass mit Ausnahme des Yukon alle diese Flüsse in dicht besiedelten Gebieten liegen (Fig. 2). Auffallend hoch ist bevölkerungsmässig die Belastung pro m³ Wasserabfluss in Europa. Da neben den Vereinigten Staaten die europäischen Nationen zu den am höchsten entwickel-

Le rapport suivant constitue l'introduction à une conférence qui fut donnée lors de la rencontre «Eau-homme-économie, conséquences économiques et écologiques d'une gestion future de l'eau» à l'Institut Gottlieb Duttweiler, Rüschlikon, ZH, du 21 au 22 mai 1984, et dans laquelle les auteurs réduisirent la devise de la rencontre en une simple formule mathématique.

Pollution des eaux en tant que conséquence du développement d'activités humaines et des habitudes de consommation; comparaisons internationales

Rudolf Koblet, Christina Matter-Müller, Boris Novak et Werner Stumm

Depuis le début de l'industrialisation, la population mondiale a augmenté de façon exponentielle. La période d'expansion de l'industrie et l'explosion démographique entraînèrent une augmentation quantitative de la charge imposée à l'environnement. A cela s'ajoutèrent des modifications qualitatives des substances polluantes. Autrefois il s'agissait de substances existant dans la nature (matières fécales humaines et animales, autres matières biogènes dégradables), qui influençaient les cycles naturels suite à leur accumulation locale. Aujourd'hui, ce sont de plus en plus des substances étrangères à la nature qui polluent l'environnement.

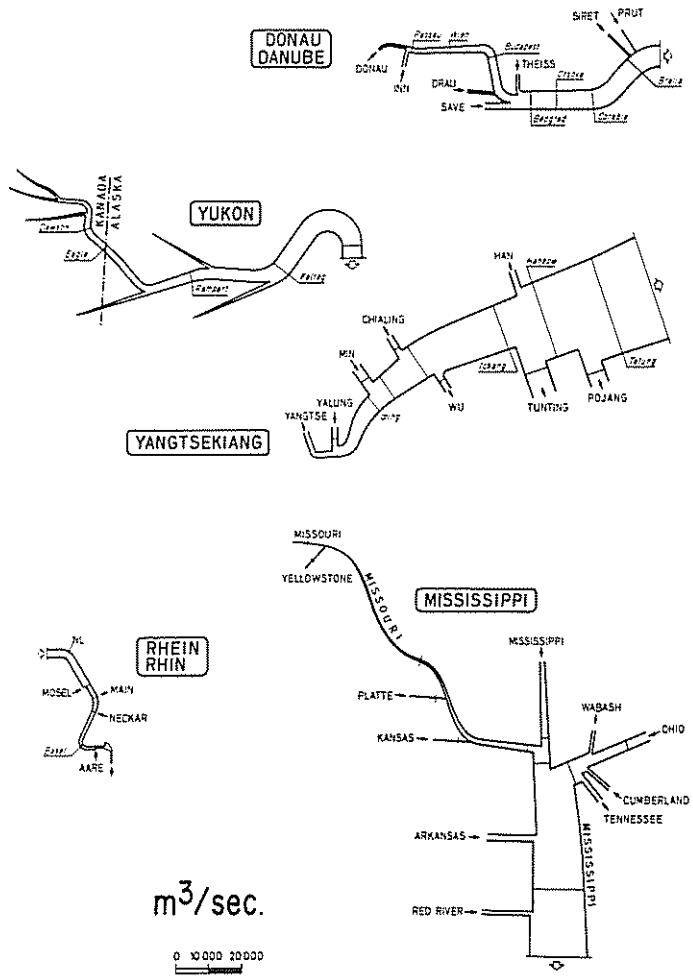


Fig. 1:
Durchflussmenge (m³/s) im Einzugsgebiet ausgewählter Flüsse, welche quantitativ zum globalen Input in die Ozeane beitragen.

Débit (m³/s) du bassin versant de fleuves contribuant quantitativement à l'apport global dans les océans.

ten Gebieten zählen, sind der Zivilisationsgrad und die anthropogene Aktivität in diesen Regionen entsprechend hoch.
Das Bruttosozialprodukt (BSP) pro Einwohner basiert auf einer volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung und dient als Wertmassstab für die materiellen Güter und Dienstleistungen innerhalb des privaten und öffentlichen Sektors. Das BSP ist somit ein brauchbarer Parameter zur Quantifikation des Lebensstils, der industriellen Aktivität und des Materieflusses im Einzugsgebiet. Fig. 3 stellt somit die Gewässerbelastung dar.
Der grosszügige Lebensstil einerseits und der lokal beschränkte Lebensraum andererseits bewirken einen hohen Belastungswert des Bruttosozialproduktes pro m³ Wasserabfluss. Obschon mehrere, verschiedene Industrien und eine Vielzahl von Menschen das Einzugsgebiet des Mississippi bevölkern, ist der bezüglich Wasserabflussmenge fast unbedeutend kleine Rhein erstaunlicherweise stärker belastet als die anderen Flüsse (Fig. 3).
Die Gewässerbelastung kann im heutigen Zeitpunkt daher nur durch Ansetzen des Hebels in den Bereichen Wirtschaft und Technik vermindert werden.

Une relation simple entre eau, homme, économie et technique peut être formulée mathématiquement de la façon suivante:

$$J = \text{Pollution des eaux} = \underbrace{\underbrace{\text{EAUX}\ \frac{\text{Bassin versant}}{\text{Débit}}\ \left[\frac{m^2}{m^3/s}\right]}_{\text{HOMMES}\ \frac{\text{Habitants}}{\text{Bassin versant}}\ \left[\frac{\text{Hab.}}{m^2}\right]}}_{\left[\frac{\text{Hab.}}{m^3/s}\right]} \cdot \underbrace{\text{ÉCONOMIE}\ \frac{\text{Produit national brut}}{\text{Habitant}}\ \left[\frac{\$/s}{\text{Hab.}}\right]}_{\left[\frac{\$}{m^3}\right]} \cdot \underbrace{\text{TECHNIQUE}\ (1-\eta)}_{\eta = \text{coefficient d'efficacité de l'épuration des eaux}}$$

La pollution des eaux J peut être exprimée comme une fonction de la densité de population et de l'activité humaine (par exemple par le produit national brut (PNB) par habitant du bassin versant d'un fleuve).

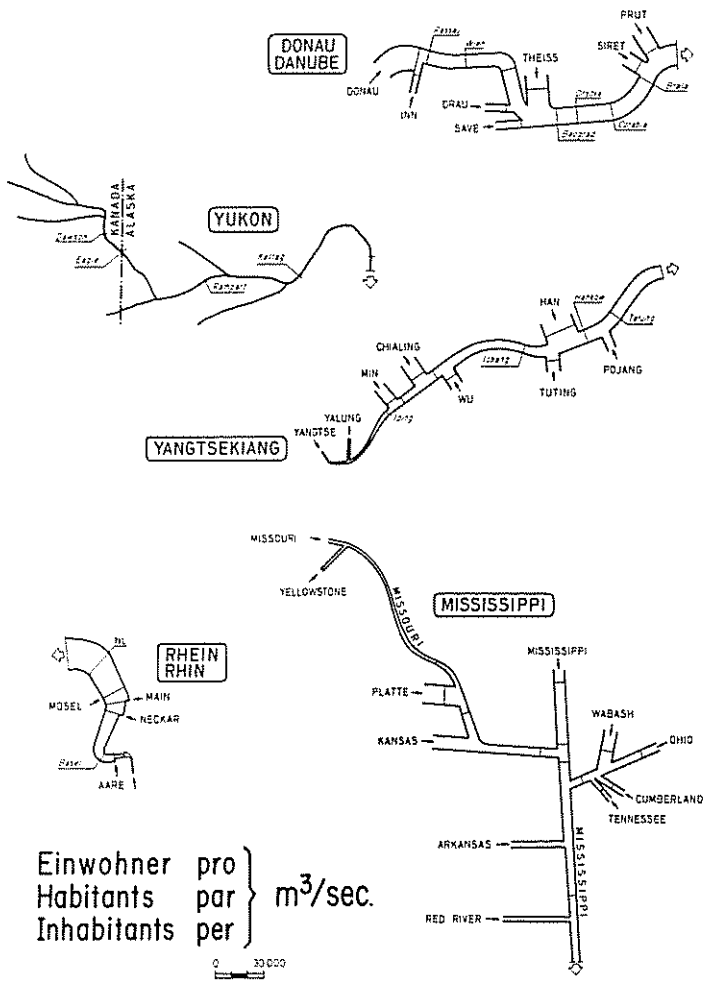


Fig. 2:
Die Populationsdichte innerhalb der ausgewählten Einzugsgebiete (Einwohner pro Abflussmenge, E/m³s⁻¹) deutet mit Ausnahme des Yukons in Alaska auf dicht besiedelte Regionen hin.

La densité de population des bassins versant choisis (habitant par unité de débit, hab./m³s⁻¹) est un indice de régions fortement peuplées, excepté pour le Yukon en Alaska.

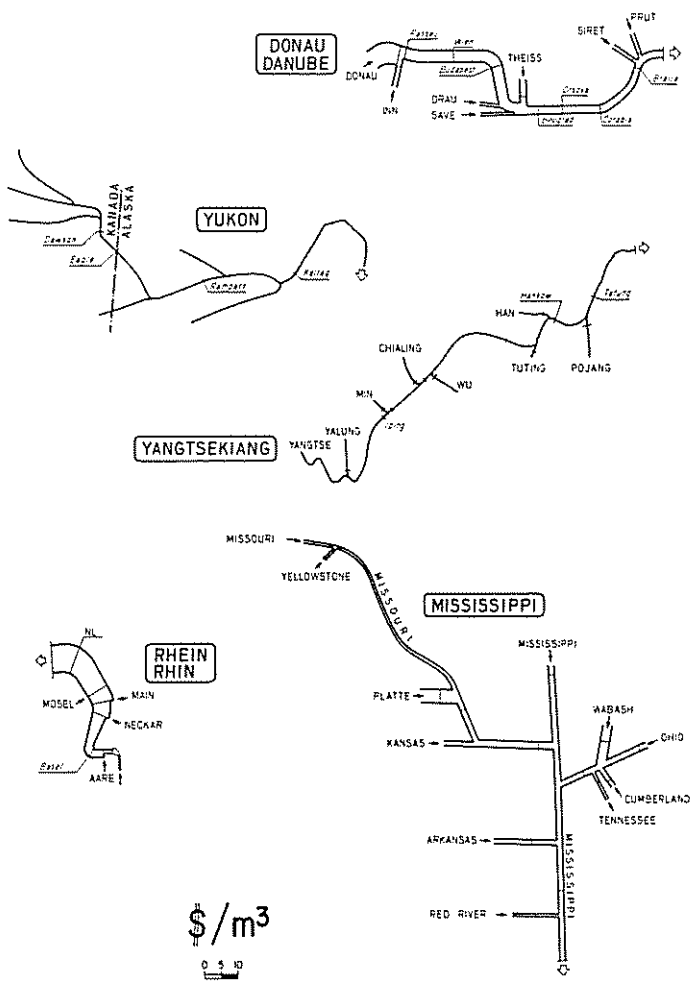


Fig. 3:
Das Bruttosozialprodukt (BSP) als Wertmassstab für «Lebensqualität» und anthropogene Tätigkeit pro m³ Wasserabfluss reflektiert die Gewässerbelastung.

Le PNB (produit national brut) en tant qu'unité de mesure de la qualité de vie et des activités humaines reflète la charge polluante par m³ d'eau déversée.

Cette équation, bien qu'assez empirique, fait pourtant ressortir deux paramètres concernant la charge:
1. le nombre d'habitants par m³/sec de débit
2. PNB par m³ d'eau
En prenant pour exemples le Yangtsekiang, le Mississippi, le Yukon, le Danube et le Rhin, les facteurs influençant la pollution des fleuves sont représentés dans les figures 1–3. Dans la figure 1, la largeur des fleuves indique leurs débits relatifs (en m³/sec), dans la figure 2 la largeur est proportionnelle au nombre d'habitants par m³/sec et dans la figure 3, la largeur est proportionnelle aux $ par m³ (fig. 1, 2, 3).
Depuis toujours, les fleuves et les lacs ont été pour l'homme des régions préférentielles pour l'établissement de cultures, d'industries et de villes plus grandes. Les 5 fleuves étudiés, à savoir le Yangtsekiang (33 700 m³/sec), le Mississippi (17 700 m³/ sec), le Yukon (6800 m³/sec), le Danube (6400 m³/sec) et le Rhin (2300 m³/sec) ont été choisis pour leur large contribution à l'apport global des eaux de surface aux océans (fig. 1).
La carte mondiale montre que tous ces fleuves, à l'exception du Yukon, traversent des régions fortement peuplées (fig. 2).
On notera que le nombre d'habitants par m³ d'eau est remarquablement élevé en Europe. Comme les nations européennes comptent parmi les plus développées, à part les Etats-Unis, le degré de civilisation et d'activités humaines de ces régions est par conséquent aussi élevé.
Le produit national brut par habitant se base sur une évaluation économique et sert de mesure des biens matériels et des prestations de service du secteur privé et public. De cette façon, le PNB devient un paramètre utile pour la quantification du train de vie , de l'activité industrielle et du débit de marchandise dans un bassin versant donné. La fig. 3 représente donc la pollution des eaux.
Le PNB par m³ de débit est une mesure pour la pollution, puisqu'il reflète le train de vie et l'exiguïté de l'espace vital. Bien que le bassin versant du Mississippi soit fortement peuplé (agglomérations, industries) on s'aperçoit que le Rhin, dont le débit relatif est insignifiant, est plus pollué (fig. 3) que les autres fleuves.
Ce n'est qu'en mettant tout en œuvre qu'on réussira peut-être à réduire la pollution des eaux dans les domaines du commerce et de la technique.

Neues über die EAWAG und ihre Mitarbeiter

Seit 1980 führen das Institut für Gewässerschutz und Wassertechnologie (IGW) und das Institut für Hydromechanik und Wasserwirtschaft (IHW) der ETH ein **Nachdiplomstudium in Siedlungswasserbau und Gewässerschutz** durch.

Der 5. Kurs beginnt Ende Oktober 1984. Das Nachdiplomstudium richtet sich an Biologen, Chemiker, Physiker und Ingenieure mit einem von der ETH anerkannten Hochschulabschluss oder gleichwertigem Bildungsstand. Praktische Tätigkeit im Fachbereich ist erwünscht. Gute Grundkenntnisse in angewandter Mathematik werden vorausgesetzt.

Nouvelles concernant l'EAWAG et ses collaborateurs

Depuis 1980, l'Institut pour la protection et la technologie des eaux (IGW) et l'Institut d'hydromécanique et d'aménagement des eaux (IHW) de l'Ecole polytechnique fédérale (EPF) ont mis sur pied un **cours post-grade en matière de constructions hydrauliques dans les agglomérations et de protection des eaux.**

Le 5ème cours commencera fin octobre 1984. Ce cours post-grade s'adresse aux biologistes, chimistes, physiciens et ingénieurs possédant un titre équivalent au diplôme de l'EPF. Une expérience pratique dans le domaine des scien-

Teilnehmer des 4. Nachdiplomkurses, jeweils von links nach rechts, vorderste Reihe: *Christian Voegtli, Basil Stotz, Dr. Jürg Heldstab, Martin Adämmer, Rolf Knoll;* zweite Reihe: *Hanspeter Zeller, Verena Sturzenegger, Bettina Schumpelick, Christian Schaffner;* dritte Reihe: *Bernhard Wehrli, Dr. Annette Johnson, Ulrich Sieber, Alfred Wüest, Heinrich Senn, Bo Gunnar Swensson, Colin Anthony Mason.*

Participants au 4ème cours post-grade: De gauche à droite, premier rang: *Christian Voegtli, Basil Stotz, Dr. Jürg Heldstab, Martin Adämmer, Rolf Knoll;* 2ème rang: *Hanspeter Zeller, Verena Sturzenegger, Bettina Schumpelick, Christian Schaffner;* 3ème rang: *Bernhard Wehrli, Dr. Annette Johnson, Ulrich Sieber, Alfred Wüest, Heinrich Senn, Bo Gunnar Swensson, Colin Anthony Mason.*

Der Kurs umfasst 32 Wochen in 3 Teilen: die ersten 9 Wochen sind für eine Einführung in die Ingenieurfächer reserviert (die den Bau- und Kulturingenieuren erlassen wird), von Januar bis Mitte Juli folgen die anderen beiden Abschnitte von 10 und 13 Wochen mit einer dreiwöchigen Frühlingspause. Der ganze Kurs kann auch über 2 Jahre verteilt besucht werden. Die Teilnehmerzahl pro Jahreskurs ist auf maximal 15 beschränkt. Bitte wenden Sie sich für weitere Auskünfte an *Dr. Markus Boller,* EAWAG, Sekretär des Nachdiplomstudiums 1984/85.

ces et des technologies de l'environnement serait souhaitable. De bonnes connaissances en allemand (lecture) et en mathématiques appliquées sont requises.
Le cours, qui dure 32 semaines, est subdivisé en trois parties. Les 9 premières semaines sont réservées à une introduction au génie sanitaire de base. Les ingénieurs porteurs d'un diplôme de génie civil ou en agronomie ne doivent pas participer à cette première partie. Les deux parties suivantes, de 10 et 13 semaines respectivement, s'étendent de janvier à mi-juillet, avec une interruption de trois semaines au printemps. Le cours peut également être réparti sur 2 ans. Le nombre de participants est limité à 15.
Les candidats intéressés voudront bien s'adresser au *Dr. Markus Boller,* EAWAG, secrétaire pour le cours post-grade.

Vom 12. bis zum 16. März 1984 wurde an der ETH Zürich wiederum der **Internationale Kurs über Grundwasser-Qualitätsprobleme** mit den Dozenten *Prof. Dr. Jacob Bear* (Haifa, Israel), *Prof. Dr. Ghislain de Marsily* (Fontainebleau, Frankreich) und *Dr. René Schwarzenbach* (EAWAG, Schweiz) abgehalten.

Comme les années précédantes, le cours **«Hydraulique et pollution des eaux souterraines»** fut donné à l'EPF Hönggerberg du 12–16 mars. Les cours furent donnés par les professeurs *Jacob Bear* (Haifa, Israël), *Ghislain de Marsily* (Fontainebleau, France) et le *Dr. René Schwarzenbach* (EAWAG, Suisse).

Vom 27. bis 31. August 1984 findet das diesmal von der EAWAG organisierte **3. Internationale Symposium über Abfallbehandlung und -verwendung** (International Waste Treatment and Utilization Symp., **IWTUS-3**) in Frauenfeld statt. Die Vorträge werden durch Pergamon Press herausgegeben werden.

Le troisième **Symposium International sur le Traitement et l'Utilisation des Déchets (IWTUS-3)** est organisé par l'EAWAG et a lieu à Frauenfeld, au nord-est de la Suisse, du 27–31 août 1984. Les «Symposium Proceedings» seront publiés par Pergamon Press. Pour de plus amples informations, veuillez prendre contact soit avec le Prof. G. Hamer, soit avec le Dr. J. D. Bryers, de la division de génie biologique à l'EAWAG .

Dr. Peter Santschi hat sich mit der Arbeit «Radioisotope als Tracer von Sediment-Wasser-Wechselwirkungen in kontrollierten experimentellen Ökosystemen: Fallstudien» an der ETHZ auf dem Gebiet der Isotopengeochemie habilitiert.
In diesem Heft beschreiben Dr. Santschi und seine Mitarbeiter, sowie *Dr. E. Hoehn* (EIR) die Benutzung von Tritium als Tracer für die Ermittlung von kritischen Messgrössen in der Glatt, im Rhein und im Grundwasser des unteren Glattales. Mit mathematischen Modellen und Massenbilanzierungen war es möglich, den Verlauf eines Tritiumaktivitätsschubes in der Kläranlage und im Grundwasser nachzuvollziehen.

Le *Dr. Santschi* a été promu privatdocent à l'EPFZ en Géochimie des Isotopes. Sa thèse d'habilitation était intitulée: «Radioisotopes comme traceurs dans les interactions sédiment-eau dans des écosystèmes expérimentaux contrôlés: études de cas précis». Dans ce bulletin, le Dr. Santschi et ses collaborateurs, ainsi que le *Dr. E. Hoehn* (EIR) décrivent l'emploi qui fut fait du tritium comme traceur, permettant ainsi la mesure de paramètres critiques de la Glatt, du Rhin et des eaux souterraines du bas de la vallée de la Glatt. Par des modèles mathématiques et des estimations, ils suivirent le trajet d'un signal de tritium dans une station d'épuration et dans les eaux souterraines.

Gastwissenschafter 1983/84
Nos chercheurs hôtes en 1983/84

Ahel Marijan, Dipl. Chem., Institut Rudjer Bošković, Zagreb, Jugoslawien (Okt. 82 – Sept. 83, Aug. – Okt. 84)
Brooks Norman, Prof., Dept. of Environmental and Civil Eng., California Institute of Technology, Pasadena, CA, USA, (Aug. 84 – Juli 85)
Carroll-Webb Susan, Geologin, Evanston, IL, USA (Juni – Sept. 84)
Chin-Feng Pao-Kuo, Frau Prof., Fairleigh-Dickinson Univ. Teaneck, N.J., USA (Juni – Aug. 83)
Christensen Erik, Prof., Dept. Civil Eng., Univ. of Wisconsin, Milwaukee, WI, USA (Juni – Aug. 83)
Gonçalves Maria de Lurdes, Frau Prof., Centro de Quimica Estrutural, Instituto Superior Tecnico, Lisboa, Portugal (Juli – Aug. 83, Juli – Aug. 84)
Lewandowski Zbigniew, Dr. Ing., Polnische Akademie der Wissenschaften, Zabrze, Polen (Okt. – Dez. 84)
Murray James, Prof., Dept. of Oceanography, Univ. of Washington, Seattle, Wash., USA (Jan. – Sept. 83)
O'Melia Charles R., Prof., John Hopkins Univ., Baltimore, MA, USA (Juli – Sept. 84)
Schnoor Jerald, Prof., Dept. Civil and Environmental Eng., Univ. of Iowa, Iowa City, USA (März – Juni 83, Mai – Juni 84)
Sharefkin Mark, Dr., Resources for the Future, Washington D.C., USA (Dez. 83 – März 84)
Sherrard Joseph, Prof., Dept. of Civil Eng., Virginia Polytechnic Inst. and State University, Blacksburg, Virginia, USA (Sept. 83 – März 84)
Scully Francis Edward Prof., Old Dominion Univ., Norfolk, Virginia, USA (Juni – Sept. 84)
Tang Hong-Xiao, Prof., Inst. of Environmental Chem., Academia Sinica, Beijing, China (Juni – Dez. 84)
Wan Guo-Jiang, Dr. sc. techn., Institute of Geochemistry, Academia Sinica, Guiyang, Prov. Guizhou, China (Juli 83 – Juli 84)
Wang Zi-Jian, Dr. chem., Gastwiss. der Academia Sinica, Beijing, China (Aug. 84 – Juli 85)
Zhengh Shu-Di, Frau, The Third Designing Inst. of the Ministry of Chemical Industry, Shanghai, China (Jan. 82 – Aug. 83)

Nach Redaktionsschluss eingetroffen*:

Ökologische Aspekte des mengenmässigen Gewässerschutzes

*Im April 1984 erhielt eine interne Arbeitsgruppe** den Auftrag, ökologische Kriterien für den Schutz der Gewässer vor Verbauung und vor Veränderung ihres Wasserregimes (sog. mengenmässiger Gewässerschutz) vorzuschlagen. Als erstes Resultat ergaben sich die nachfolgenden Ausführungen. Es ist vorgesehen, dieses Gebiet weiter zu bearbeiten.*

Gewässer, ob stehend oder fliessend, ob klein oder gross, sind Lebensräume mit vielfältigen, im einzelnen aber charakterischen Lebensgemeinschaften. Für die Qualität dieser Lebensräume, somit für die Zusammensetzung, das intakte Funktionieren und die Stabilität der Lebensgemeinschaften ist die chemische Zusammensetzung des Wassers wohl wesentlich, jedoch nicht allein massgebend. Deshalb sollten die physikalischen und chemischen Kriterien der «Verordnung über Abwassereinleitungen» (vom 8. Dezember 1975) durch massgebende physiographische Kriterien ergänzt werden. Diese Kriterien aufzuzeigen und zu begründen ist die Absicht der folgenden Ausführungen.

In Anlehnung an die Formulierung im Gewässerschutzgesetz könnten die *Zielsetzungen des Gewässerschutzes* wie folgt formuliert werden:

Der Gewässerschutz bezweckt den Schutz der Gewässer vor Verunreinigung, Verbauung und Veränderung ihres Wasserregimes sowie die Behebung solcher Beeinträchtigungen im Interesse
- *der Erhaltung der Gewässer und ihrer Ufer als natürliche oder naturnahe Lebensräume*
- *der Gesundheit von Mensch und Tier*
- *der Sicherstellung der Trink- und Brauchwasserversorgung*
- *der Benützung der Gewässer zu Badezwecken sowie*
- *der Verwendung von Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung.*

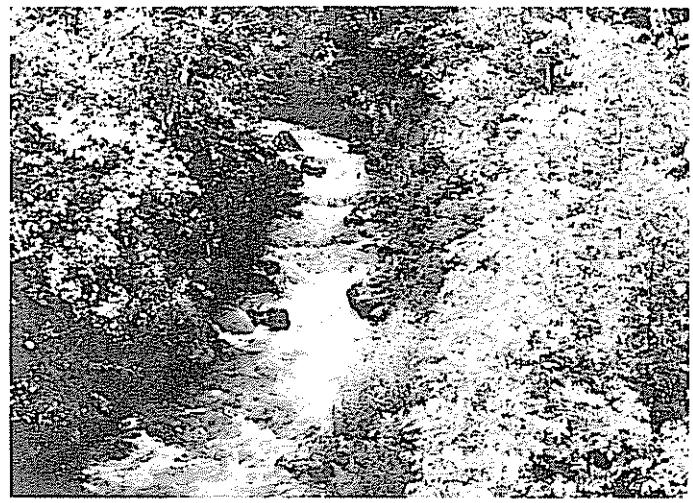
Naturnah ist ein Gewässer dann, wenn Sohle und Ufer in ihrer Gestalt durch die bestehenden Eingriffe nur wenig und die ursprünglichen Biozönosen qualitativ nicht und quantitativ nur unwesentlich verändert sind, d. h. wenn die Organismengesellschaft eine für das betreffende Gewässer typische Artenzusammensetzung und Diversität aufweist.

1. Grundsätze für einen mengenmässigen Gewässerschutz

1.1 Schutz von unbeeinflussten und naturnahen Gewässern

Fliessgewässer und Fliessstrecken, die noch ursprünglich oder nur durch vereinzelte Eingriffe geringfügig beeinträchtigt sind, sind samt ihren Uferbereichen umfassend zu schützen und zu erhalten.

In ihrer Nähe dürfen Strassen, Wege, Gebäude oder andere Anlagen nur erstellt werden, wenn deren Bau und Betrieb keine Eingriffe im Gewässer und Uferbereich nach sich ziehen. *Im Sinne der Vorsorge* sind sämtliche Massnahmen (Unterhalts- und Pflegearbeiten, Ausscheidung von Schutzgebieten, Erhaltung bestehender und Schaffung neuer unter- und oberirdischer Retensionsvolumen) durchzuführen, die Gewässerverbauungen oder Gewässerkorrektionen überflüssig machen.



Unbeeinflusster Bachlauf. Im Gewässer wechseln schnell strömende mit langsam strömenden Abschnitten auf kurze Distanz. Die Gewässertiefe ändert sich ununterbrochen. Die Heterogenität bietet einen vielfältigen Lebensraum. Die Ufervegetation spendet Schatten und ermöglicht den ausschlüpfenden Insekten einen sicheren Aufenthalt.

Feuchtgebiete sind grundsätzlich zu erhalten und zu schützen. Entwässerungen sind nur zu bewilligen, wenn der Schutz von Leben und Gesundheit des Menschen dies zwingend erfordert.

Seeufer, die noch ursprünglich oder durch vereinzelte Eingriffe geringfügig verändert sind, sind zu erhalten und zu schützen.

1.2 Direkte Eingriffe in Gewässer

Bauliche Eingriffe in Gewässer sind nur zulässig, wenn
- der Schutz von *Leben und Gesundheit des Menschen* dies zwingend erfordert;
- der Schutz von *bestehenden Bauten und Anlagen* auf andere Weise nicht sichergestellt werden kann und deren Verlegung in nicht gefährdete Gebiete unverhältnismässig mehr kostet als die Gewässerverbauung;
- die *landwirtschaftliche Nutzung* durch häufige Überschwemmungen in unzumutbarer Weise beeinträchtigt wird. Die Verbauungskosten müssen in einem angemessenen Verhältnis zum landwirtschaftlichen Ertragsausfall stehen;
- sie zwingend sind, um einen *unentbehrlichen Bedarf* an Trink- und Brauchwasser oder Energie zu decken.

Neue Wasserkraftwerke, Wasserentnahmen, -rückgaben und -ableitungen dürfen nur erstellt werden, wenn dadurch der ökologische und landschaftliche Charakter der Gewässer keine grundlegende Veränderung erfährt.

---

* Contribution reçue à la dernière minute: La version française sera publiée dans les prochaines Nouvelles de l'EAWAG

** Zusammensetzung der Arbeitsgruppe: *Ueli Bundi, Elie Eichenberger, Andreas Frutiger, René Gächter, Willi Gujer, Peter Perret, Armin Peter.*

1.3 Rückhalt und Versickerung von Regenwasser aus befestigten Flächen

Infolge dichter Verbauung der Erdoberfläche (Siedlungsgebiete, Industrieanlagen, Verkehrsanlagen) treten in den Fliessgewässern höhere Hochwasserspitzen sowie kleinere Mittel- und Nieder-Abflüsse auf. *Dagegen sind folgende Massnahmen zu treffen:*

- *Der Anteil* befestigter Flächen ist möglichst klein zu halten.
- Befestigte Flächen wie Vorplätze, Abstellplätze etc. sind durch geeignete Vorkehrungen *durchlässig* zu gestalten.
- Undurchlässige Flächen wie Dächer, Parkplätze etc. sind nach Möglichkeit als *Retentionsräume* auszubilden, aus denen das Regenwasser nur langsam abfliesst.
- Das von undurchlässigen Flächen abfliessende Regenwasser sollte nach Möglichkeit *versickern* können.
- Wo weder Retention am Ort noch Versickerung möglich ist, sind spezielle *Regenrückhaltevolumen* in Betracht zu ziehen.

Von einer Versickerung ist abzusehen, wenn eine Beeinträchtigung von Grundwasser, das sich für die Trinkwassernutzung eignet, wahrscheinlich ist.

1.4 Wasserstandsregulierung in Seen

In Seen mit künstlicher Wasserstandsregulierung ist dafür zu sorgen, dass der Wasserpegel im Frühjahr eine steigende Tendenz aufweist, Riedwiesen und Schilfbestände überschwemmt werden und uferlaichende Fische optimale Bedingungen für die Laichablage finden, sofern dadurch nicht bestehende Anlagen gefährdet werden.

2. Ökologisch relevante Kriterien und Bedingungen bei Eingriffen in Fliessgewässer

2.1 Heterogenität

Der physiographische Zustand eines natürlichen Fliessgewässers ist zwar über längere Strecken und Zeiträume stabil (z. B. mittlere Korngrössenverteilung des Sedimentes, Jahrestemperaturgang), örtlich oder kurzfristig ist er aber sehr heterogen und schnellen Veränderungen unterworfen (z. B. Wechselfolge von Läufen und Hinterwassern, Temperaturtagesgang, Wasserführung). An diese «instabilen» Verhältnisse ist die Lebewelt angepasst. Die ständig wechselnden Bedingungen sind die Ursache für die grosse Formenvielfalt und (längerfristig) die erstaunliche Stabilität der Biozönose. Vielfalt in der Physiographie des Gewässers ist eine wichtige Voraussetzung für eine hohe Artendiversität. Als Folge der dauernd wechselnden Bedingungen ist die übermässige Ausbreitung einzelner Arten nicht möglich. Es entstehen verschiedenartige ökologische Nischen, welche von einer grossen Anzahl Spezialisten besetzt werden.

Das generelle Ziel muss sein, den Lebensraum Fliessgewässer vor Monotonie irgendwelcher Art zu bewahren.

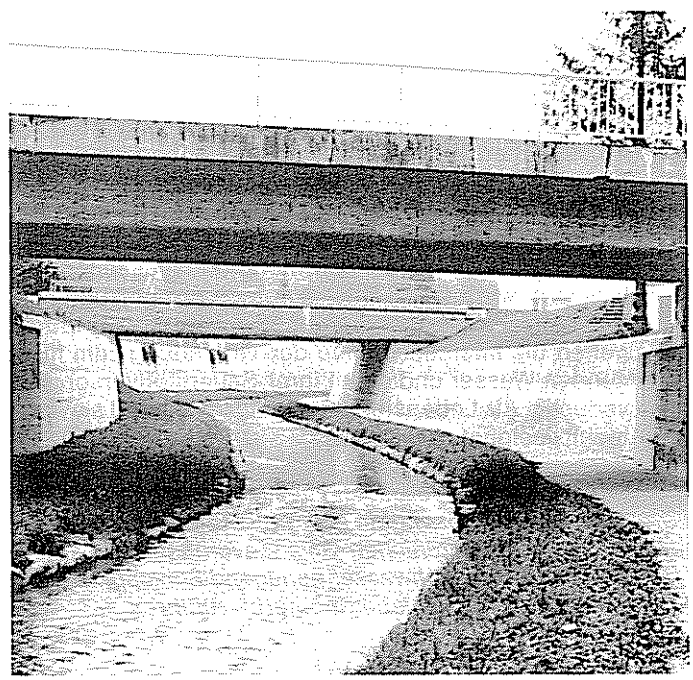
2.2 Temperatur-Regime

Das Temperatur-Regime eines Fliessgewässers ist charakterisiert durch den Tagesgang (Amplitude und zeitliche Lage der Extremwerte) und den aus den Tagesmittelwerten sich ergebenden Jahresgang. Jede gravierende Änderung eines dieser Aspekte des Temperatur-Regimes beeinflusst die Biozönose nachhaltig.

Eine Veränderung der Temperaturmittelwerte sollte 2–3 °C nicht übersteigen und als Folge von Eingriffen soll die Grössenordnung und die zeitliche Lage der Temperaturamplituden nicht signifikant verändert werden.

Die Wassertemperatur eines Fliessgewässerabschnittes wird v. a. bestimmt durch:
- Temperatur des zufliessenden Wassers (z. B. Stausee, grosse Grundwasseraufstösse).
- Expositionszeit des Wassers
- Verhältnis von Oberfläche zu Volumen
- Einstrahlungsmöglichkeit
- Grundwasseraustausch.

Jeder Eingriff, welcher einen oder mehrere dieser Parameter verändert, hat auch einen Einfluss auf das Temperaturregime, wobei sich die einzelnen Veränderungen gegenseitig aufheben oder verstärken können.



Beispiel einer Bauchverbauung in einem stark besiedelten Gebiet. Höhere Hochwasserspitzen und enge Platzverhältnisse führten zu einer kanalartig anmutenden Lösung.

2.3 Abfluss-Regime

Die Wasserführung eines natürlichen Fliessgewässers ist beträchtlichen Schwankungen unterworfen. Mehrere Male pro Jahr werden Abflussmengen erreicht, bei

denen Geschiebetrieb einsetzt. Dadurch wird sichergestellt, dass sich keine Tier- oder Pflanzenart zu stark ausbreitet, und damit andere Arten (z. B. Pionierarten) verdrängt werden. Häufig ist die sog. Eutrophierung von Fliessgewässern (Veralgung, Verkrautung) vorwiegend eine Folge von konstantem Abfluss ohne Geschiebetrieb. Durch Hochwasser wird die Sohle aufgebrochen, «gereinigt» und frisch strukturiert. Damit ist sichergestellt, dass der Interstitialraum, der als Grundwasserinfiltrationsbereich und Lebensraum vieler Junglarven eine wichtige Rolle spielt, nicht durch sedimentierende Partikel verschlossen wird.

Allzuhäufige, schlagartige Abflussveränderungen mit Geschiebebewegungen, die infolge Wasserablass' aus Staubecken auftreten können, sind hingegen schädlich, weil sie den Lebensraum vieler Organismenarten dauernd verändern.

Wasserführungen mit Geschiebetrieb müssen jährlich einige Male stattfinden, sind jedoch nicht zulässig, wenn sie zu häufig, d. h. mehrere Male pro Woche, auftreten.

2.4 Linienführung

Natürliche Gewässer mäandrieren, das heisst, sie verlaufen nur in Ausnahmefällen in der direkten Fallinie. Dadurch entstehen Prall- und Gleithänge, wodurch die Vielfalt einer Gewässerstrecke erhöht wird und das Angebot an ökologischen Nischen zunimmt.

Eine natürliche, mäandrierende Linienführung sollte, wenn immer möglich, beibehalten, bzw. angestrebt werden.

2.5 Längsprofil

In natürlichen Gewässern wechseln infolge unterschiedlichem Gefälle langsam und schnell fliessende Abschnitte ab. Entsprechend treten unterschiedliche Sortierungen des bei Hochwasser mitgeschleppten Materials und somit Strecken mit feinem und grobem Sohlenmaterial auf. Die Zwischenräume in der Gewässersohle (Interstitialräume) bilden für viele Junglarven den ersten Lebensraum. In monoton fliessenden Gewässern wird die Sohle durch Sedimentation von Schwebestoffen abgedichtet und verfestigt. Dadurch gehen die Interstitialräume der Verbindung zum fliessenden Wasser und damit ihrer Sauerstoffversorgung verlustig. Als Lebensraum für Junglarven sind sie nicht mehr geeignet.

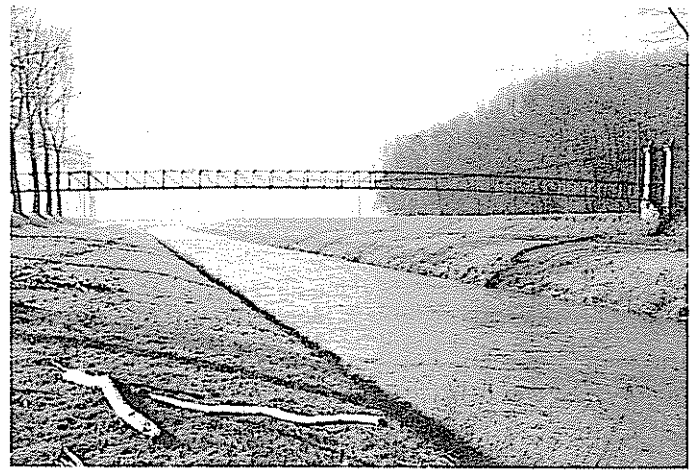
Das Längsprofil verbauter Fliessgewässer ist so zu gestalten, dass Abschnitte mit unterschiedlichem Gefälle gemäss den natürlichen Geländeverhältnissen auftreten, und dass Hochwasser genügend Schleppkraft entwickeln, um Geschiebetrieb herbeizuführen.

2.6 Flussbettgestaltung

2.61 Gewässerbreiten, Querprofil

Das Flussbett eines natürlichen (und hydrologisch mehr oder weniger reifen) Fliessgewässers besitzt etwa die Abflusskapazität des 5-jährigen Hochwassers. Das Wasser tendiert dabei, die ihm zur Verfügung stehende Fläche in Mäandern zurückzulegen. Die Folge ist eine dauernde Abfolge von Bänken, Läufen und Hinterwassern. Eine genügende Gerinnebreite ermöglicht auch das Auftreten von alternierenden Bänken. Bei Fliessgewässern mit Hochwasserdämmen soll das ganze Land zwischen den Dämmen als zum Fluss gehörend betrachtet werden, d. h. Doppeltrapezprofile sind zu vermeiden.

Das Gewässer soll sich zwischen den äusseren Begrenzungen seinen Weg selber suchen können.



Beispiel eines mit Doppeltrapezprofil monoton verbauten Gewässers im schweizerischen Mittelland.

2.62 Wassertiefe

Eine Entfernung von Hindernissen bezweckt eine Herabsetzung der Rauhigkeit und eine Erhöhung der Abflussgeschwindigkeit. Dadurch gehen Fischunterstände verloren, welche nicht direkt im Bereich der Uferpartien liegen. Die Tiefenvariationen im Querprofil werden aufgehoben.
Ökologisch bedeutsam ist nicht die mittlere Wassertiefe, sondern eine konstante, genügend fliessende Verbindung zwischen den Vertiefungen (Pools).

Bei Restwasserstrecken muss ein Niederwassergerinne festgelegt werden, welches eine sichere, fliessende Verbindung im Gewässer ermöglicht.

2.63 Gewässersohle

Die vertikale Besiedlung der Gewässersohle mit Invertebraten ist abhängig von der Beschaffenheit des Sedimentes. In einem grobkiesigen Schotterbett können Organismen bis zu einem Meter Tiefe vorkommen. In den ersten 5 cm der Gewässersohle sind in der Regel nur etwa 20% aller Invertebraten vorhanden. Die vertikale Verteilung der Organismen verschiebt sich bei anderer Sohlenbeschaffenheit.

In verbauten Gewässerabschnitten hat die Beschaffenheit und Ausdehnung der Gewässersohle den natürlichen Verhältnissen zu entsprechen.

2.64 Uferbereich

Bei einer praktisch nahtlosen Verfugung der Ufer durch Beton und Blockwürfe gehen viele Habitatsmöglichkeiten im Uferbereich verloren. Im natürlichen Zustand

finden die Fische Unterstände und es halten sich viele schlüpfreife Insekten im Uferbereich auf, da der Weg aus dem Wasser für Nymphen und Puppen kurz und gefahrlos ist. Ganze Gruppen von Organismen können aus einem Gewässer eliminiert werden, wenn der Ausstieg aus der «Wasserphase» in die «Luftphase» nicht möglich ist.

Der Uferbereich muss den Fischen Unterstandsmöglichkeiten und den Insekten Ausstiegsmöglichkeiten bieten.

2.7 Ufer- und Böschungsgestaltung

Der Lebensraum Fliessgewässer umfasst auch den Ufergürtel. Die Ufervegetation produziert einen nahmhaften Anteil des allochthonen Energieeintrags, ist Lebensraum der geflügelten Insektenimagines (Schutz vor Vögeln und Witterung, Kopulationsort etc.) und schützt vor allem kleine Gewässer vor allzu starker Sonnenbestrahlung. Fische meiden helle Gewässerabschnitte. Auch für Amphibien, Vögel und Kleinsäuger ist die Ufervegetation eine wichtige Zufluchts- und Lebensstätte.

Wird bei grösseren Gewässern mit Hochwasserdämmen das ganze Land zwischen den Dämmen und dem Fluss belassen, bildet sich mit der Zeit eine Erlen-Weiden-Schilfgemeinschaft, die gegen gelegentliches Überfluten unempfindlich ist und aus gewässerökologischer Sicht als optimal bezeichnet werden kann.

Bei kleineren Gewässern sind die Ufer wenn immer möglich in Lebendbauweise oder mindestens in Mischbauweise zu gestalten. «Nackte» Ufer sind zu vermeiden. Auf beiden Seiten des Gewässers ist ein angemessener Streifen von landwirtschaftlicher Nutzung auszuschliessen.

Hydroelektrische Nutzung eines Gewässers ohne Rücksichtnahme auf biologisch-ökologische Aspekte.
Die Restwasserstrecke wird mehr oder weniger trockengelegt. Damit verliert das Gewässer in diesem Abschnitt seine Eigenschaft, ein Lebensraum für Fliesswasserorganismen zu sein. Übrig bleibt ein Gerinne zur Ableitung von Wasserüberschüssen.

Redaktion / Rédaction: D. Hornung

Anmeldetalon für ein Gratisabonnement:
Neuabonnenten willkommen: zweimal jährlich erscheinen die kostenlos erhältlichen EAWAG-Mitteilungen in deutsch und französisch, und einmal jährlich auf englisch.

Bitte teilen Sie uns Adressänderungen mit.

Einsenden an: EAWAG, Bibliothek
CH-8600 Dübendorf, Schweiz

Bitte senden Sie mir die «Mitteilungen der EAWAG» regelmässig an folgende Adresse:

Talon pour un abonnement gratuit:
Les nouveaux abonnés sont les bienvenus: les nouvelles de l'EAWAG sont gratuites et paraissent 2 fois par année en français et en allemand, et une fois par année en anglais.

Faites-nous parvenir votre changement d'adresse.

Renvoyer à EAWAG, Bibliothèque
CH-8600 Dübendorf, Suisse

Veuillez m'envoyer régulièrement les «Nouvelles de l'EAWAG» à l'adresse suivante:

Name/Nom: _____

Firma, Institut/Entreprise, Institut: _____

Adresse: _____

_____

_____

_____

Bevorzugte Sprache/Langue préférée: ☐ deutsch ☐ français ☐ English

EAWAG-Publikationen:

988
Kunz, B., Stumm, W.: Kinetik der Bildung und des Wachstums von Calciumcarbonat. Vom Wasser, *62*, 279–293 (1984).

989
Gächter, R., Mares, A., Tilzer, M.M.: Determination of Phytoplankton Production by Radiocarbon Method: A Comparison between the Acidification and Bubbling Method (ABM) and the Filtration Technique. J. of Plankton Res. *6*, 2, 359–364 (1984).

990
Zinder, Bettina, Hertz, J., Oswald, H.R.: Kinetic Studies on the Hydrolysis of Sodium Tripolyphosphate in Sterile Solution. Water. Res. *18*, 5, 509–512 (1984).

991
Frutiger, A.: Untersuchungen zur Ökologie der räuberischen Steinfliege *Dinocras cephalotes* Curt. (Plecoptera: Perlidae) in einem Fliessgewässer der schweizerischen Voralpen. Diss. ETH Zürich, Nr. 7400, Zürich 1983.

992
Egli, T., Harder, H.: Growth of Methylotrophs on Mixed Substrates. In: «Microbial Growth on C_1 Compounds», Ed. R. L. Crawford & R. S. Hanson, Proc. of the Fourth Int. Sympos., 1984, Publ. by the American Society of Micribiology, Washington 1984, pp. 330–337.

993
Haag, W., Hoigné, J., Bader, H.: Improved Ammonia oxidation by Ozone in the Presence of Bromide Ion During Water Treatment. Water Research (1984), im Druck.

994
Haag, W., Hoigné, J., Gassmann, E., Braun, A.M.: Singlet Oxygen in Surface Waters – Part I: Futuryl Alcohol as a Trapping Agent; Part II: Quantum Yields of its Production by some Natural Humic Materials as a Dunction of Wavelength. Chemosphere *13*, 5/6, 631–650 (1984).

995
Giger, W., Ahel, M., Schaffner, C.: Determination of Organic Water Pollutants by the Combined Use of High-Performance Liquid Chromatography and High-Resolution Gas Chromatography. In: «Analysis of Organic Micropollutants in Water» (Ed. by G. Angeletti & A. Bjorseth). D. Reidel Publ Co., Dordrecht 1984, pp. 91–109.

996
Ahel, M., Giger, W., Molnar-Kubica, Eva, Schaffner, C.: Organic Micropollutants in Surface Waters of the Glatt Valley, Switzerland. In: «Analysis of Organic Micropollutants in Water» (Ed. by G. Angeletti & A. Bjørseth), D. Reidel Publ. Co., Dordrecht 1984, 280–288.

997
Žutić, Vera, Stumm, W.: Effect of Organic Acids and Fluoride on the Dissolution Kinetics of Hydrous Alumina. A Model Study Using the Rotation Disc Electrode. Geochim. et Cosmochim Acta, *48*, (1984), im Druck.

998
Kunz, B.: Heterogene Nukleierung und Kristallwachstum von $CaCO_3$ (Calcit) in natürlichen Gewässern. Diss. ETH Zürich, Nr. 7355, Zürich 1983.

999
Diem, D., Stumm, W.: Is Dissolved Mn^{2+} Being Oxidized by O_2 in Absence of Mn-Bacteria or Surface Catalysts? Geochim. et Cosmochim. Acta *48* (1984), im Druck.

1000
Boller, M.: Full Scale Experience with Tertiary Contact Filtration. Water Sci. & Technol. *16* (1984), im Druck.

1001
Gujer, W., Boller, M.: Operating Experience with Plastic Media Tertiary Trickling Filters for Nitrification. Water Sci. & Technol. *16* (1984), im Druck.

1002
Hamer, G.: Continuous Culture Kinetics and Activated Sludge Processes. In: «Continuous Culture 8: Biotechnology, Medicine and the Environment» (Eds. A.C.R. Dean, D.C. Ellwood, C.G.T. Evans). Soc. of Chem. Industry London, Ellis Horwood Ltd. Publishers, Chichester 1984, pp. 169–184.

1003
Wanner, O., Gujer, W.: Competition in Biofilms. Water Sci. & Technol. *16* (1984), im Druck.

1004
Bryers, J.D.: Biofilm Formation and Chemostat Dynamics: Pure and Mixed Culture Consideration. Biotechnol. & Bioengng. *26* (1984). im Druck.

1005
Motschi, H.: Correlation of EPR-Parameters with Thermodynamic Stability Constants for Copper (II) Complexes: Cu(II)-EPR as a Probe for the Surface Complexation at the Water/Oxide Interface. Colloids and Surfaces *9*, 333–347 (1984).

1006
Rudin, M., Motschi, H.: A Molecular Model for the Structure of Copper Complexes on Hydrous Oxide Surfaces: An ENDOR Study of Ternary Cu(II) Complexes on δ-Alumina. J. of Colloid & Interface Sci. *98*, 385–393 (1984).

1007
Giger, W., Brunner, P., Schaffner, C.: 4-Nonylphenol in Sewage Sludge: Accumulation of Toxic Metabolites from Nonionic Surfactants. Science (1984), im Druck.

1008
Imboden, D., Joller, T.: Turbulent Mixing in the Hypolimnion of Baldeggersee (Switzerland) Traced by Natural Radon-222. Limnology & Oceanography *29*, (1984), im Druck.

1009
Schwarzenbach, R.P., Imboden, D.: Modelling Concepts for Hydrophobic Organic Pollutants in Lakes. Ecol. Modelling *22*, 171–212 (1983/84).

1010
Stumm, W., Forsberg, M., Gherini, S.: Water Chemistry. In: «Encyclopedia of Environmental Science and Engineering.» 2nd Ed., Gordon & Breach, New York 1984, pp. 1142–1161.

1011
Stumm, W., Forsberg, M., Gherini, S.: Water: Properties, Structure, and Occurrence in Nature. In: «Encyclopedia of Environmental Science and Engineering.» 2nd Ed., Gordon & Breach, New York 1984, pp. 1177–1197.

Bücher/Livres:
Wasser – Eine Dokumentation über Wasser und Gewässerschutz, EAWAG (Hrsg.) ISBN 3-906484-01-7, Dübendorf 1983, 164 Seiten, SFr. 30.–.