

Mai 1992 – EAWAG, 8600 DÜBENDORF/SUISSE

LES COURS D'EAU: DES ÉCOSYSTÈMES DYNAMIQUES, AUX NOMBREUSES POSSIBILITÉS D'EXPLOITATION

Introduction

Cet article intitulé "Les cours d'eau: des écosystèmes dynamiques, aux nombreuses possibilités d'exploitation" traite de phénomènes importants à l'intérieur des eaux courantes, de même que des relations entre divers cours d'eau, leur environnement et les êtres humains (figure 1). Il n'était pas possible d'aborder tous ces aspects lors de la journée du 10 septembre 1991. Les articles suivants montrent des exemples de l'activité de l'EAWAG et entendent exposer le large éventail des problèmes auxquels nous sommes confrontés. Il s'efforcent également de donner au lecteur un aperçu d'une approche globale de la protection des cours d'eau.

Pollutions...

...des cours d'eau

structurelle

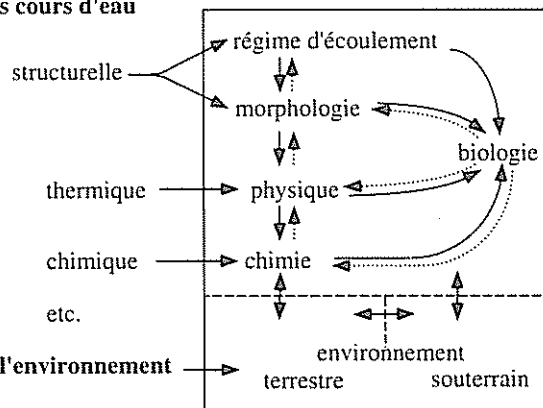
thermique

chimique

etc.

...de l'environnement

Etat des eaux



Exigences concernant les eaux

exploitation des eaux

écologie

valeurs idéelles

exigences en matière d'environnement

L'état des eaux représente la somme de toutes les propriétés essentielles de celles-ci et de leur environnement, compte tenu des exigences auxquelles elles sont soumises. Les conditions naturelles et leur pollution ont une valeur déterminante pour définir l'état des eaux. La diversité des exigences concernant les eaux conduisent à des conflits d'intérêt. Il incombe à la protection des eaux de les résoudre, tout en préservant comme il convient les intérêts écologiques et psychologiques.

Synthèse:

ASPECTS D'UNE PROTECTION ÉTENDUE DES COURS D'EAU

Ueli BUNDI

Le présent article vise à établir un rapport entre les diverses parties de ce numéro et même au-delà, afin de promouvoir un élargissement des vues dans le domaine de la protection des cours d'eau. Il ne faudrait cependant pas oublier que la "protection globale des cours d'eau", évoquée ici et là, ne représente encore qu'une vue théorique. Pour mettre celle-ci en pratique, les responsables de

la protection des eaux devront déployer des efforts communs considérables. Cependant, des mesures bien plus radicales sont nécessaires, telles que l'adaptation des activités humaines et des procédés techniques dans le domaine des transports, de l'agriculture, du développement de l'habitat, de l'aménagement des loisirs, afin de satisfaire aux besoins d'une hydrographie proche de la nature. Cette évolution n'en est qu'à ses débuts.

1. LES COURS D'EAU: UN PATRIMOINE NATIONAL

La Suisse ne manque pas d'eau. Elle compte ainsi de nombreux cours d'eau, qui forment un réseau varié de zones humides, d'eaux souterraines, de ruisseaux, de rivières et de lacs.

Les cours d'eau jouent un rôle-clé sur le territoire suisse. Ils marquent le paysage de leur présence et assument des fonctions essentielles dans le réseau écologique. Ils connaissent également des exploitations diverses, qui vont d'"usages" psychologiques, comme le

plaisir des yeux ou les loisirs, de même que le sport, jusqu'aux utilisations à des fins économiques. Il convient de souligner ici l'importance cruciale des cours d'eau, nommés aussi "houille blanche", dans la production d'électricité, à laquelle ils participent à 60 %.

Il est évident que l'exploitation et la protection des cours d'eau constituent des tâches primordiales à l'échelle nationale.

DES ÉCOSYSTÈMES À LA STRUCTURE ET AU DÉVELOPPEMENT AUTONOME

Les écosystèmes des cours d'eau se distinguent par leurs particularités et les conditions environnantes (v. article de A. Frutiger):

- Une eau courante et un régime variable des quantités d'écoulement.
- Leur formation linéaire et les liens étroits qui en résultent avec l'environnement terrestre et souterrain
- La grande variabilité dans le temps et l'espace des conditions de vie.

Ces caractéristiques peuvent, selon les conditions naturelles et la dimension des cours d'eau, présenter des différences notables. De plus, l'intervention humaine les a plus ou moins modifiées.

DES COURS D'EAU EN PLEINE MUTATION

Depuis des siècles, l'homme exploite et modifie les paysages ainsi que les cours d'eau selon ses besoins; à une époque récente, les moyens mis en oeuvre ont considérablement augmenté. Nous assistons actuellement à un processus de transformation graduelle à long terme. L'image qu'offrent aujourd'hui à nos yeux les cours d'eau, en d'autres termes leur forme, leur bilan hydrologique, leur chimie et leur biologie, ne correspond qu'à un "instantané" d'une longue évolution! Il faut en tenir compte lors de la recherche de points de référence pour la protection des cours d'eau. On ne doit pas oublier non plus qu'ils est impossible de prévoir les conséquences à long terme de telles évolutions.

MODIFICATIONS MORPHOLOGIQUES ET HYDROLOGIQUES

Depuis plus de 100 ans, la pollution constitue une menace croissante pour les cours d'eau. Pendant longtemps, les substances biodégradables contenues dans les eaux usées ont occupé le devant de la scène. Le grand danger qu'elles représentaient a pu être écarté grâce à l'extension systématique, au cours des 30 dernières années, des stations d'épuration.

Par contre, les rectifications, les aménagements et les modifications des régimes

d'écoulement se sont multipliés sans discontinuer. Depuis quelques années seulement, on reconnaît que cette évolution relativise le succès de la protection contre la pollution. Pour que les cours d'eaux puissent remplir leur fonction d'espaces vitaux semi-naturels, il convient de leur garantir non seulement une bonne qualité de l'eau, mais aussi des conditions morphologiques et hydrologiques proche de la nature (v. articles de J. Bloesch et de A. Peter).

Heureusement, depuis 10 ans, on s'efforce de plus en plus de restaurer des cours d'eau corrigés et des rives aménagées à l'état naturel, ce qui a permis l'acquisition d'une précieuse expérience. Il importera, à l'avenir, de poursuivre le développement des bases du rétablissement de l'état naturel en faisant appel à la fois à la théorie et à la pratique. Afin d'assurer un bilan hydrique adéquat des cours d'eau, la nouvelle loi sur la protection des eaux fixera des bases juridiques. Celles-ci portent, d'une part, sur les effets de l'exploitation par les barrages hydrauliques et, d'autre part, sur le bilan hydrique en zone d'habitation (au sujet de ce problème, v. article de J. Lange et al.). En revanche, la nouvelle loi ne traitera pas encore de l'important domaine du bilan hydrique dans les régions de campagne.

VERS DES MILIEUX SEMI-NATURELS

La préservation des milieux semi-naturels existants ou le rétablissement de ceux-ci représentent le principe fondamental de la protection des eaux suisses. L'appliquer à la morphologie et à l'hydrologie des cours d'eau implique la garantie des caractéristiques suivantes (v. articles de J. Bloesch et de A. Peter):

1. Un régime de débit à caractère naturel, ce qui signifie aussi bien un niveau minimum suffisant qu'une dynamique d'écoulement proche de la nature.
2. Des conditions morphologiques variées ainsi que des interactions fonctionnelles entre les eaux courantes et le lit du ruisseau, conformément aux conditions naturelles.
3. Un lit de cours d'eau lié à un environnement terrestre semi-naturel.

On ne peut atteindre le but visé, des cours d'eau semi-naturels, qu'en adoptant une exploitation du bassin versant respectueuse de la nature. "Un

cours d'eau sain dans un bassin versant malade reste impensable".

DÉVELOPPEMENT DE LA POLLUTION PAR LES PRODUITS CHIMIQUES

Comme nous l'avons déjà mentionné, on a pu réduire considérablement la pollution des cours d'eau par des substances organiques biodégradables en l'espace de 30 ans grâce aux stations d'épuration. Au cours des 10 dernières années, on est également parvenu à une diminution substantielle (environ la moitié du volume des années 80) du phosphore dans l'eau. Par contre, la teneur en azote des cours d'eau ne cesse d'augmenter (v. article de J. Davis).

Les mesures en faveur de la protection des eaux contre la pollution produisent des effets très variables. La régression de la pollution par le phosphore en aval des lacs est avant tout à mettre sur le compte de la réduction (début des années 80) et de l'interdiction (1986) des phosphates dans les produits de lessive. Aux bords des bassins versants des lacs, où l'on en observe la plus grande concentration, les stations d'épuration équipées d'une installation d'élimination des phosphates jouent un rôle essentiel. En ce qui concerne l'azote, de telles mesures manquent. Une intervention dans ce domaine serait avant tout nécessaire dans les secteurs de l'agriculture, de l'incinération et des transports (v. le numéro 30 de Nouvelles de l'EAWAG consacré à l'azote).

La situation a d'ailleurs changé aujourd'hui: la pollution des cours d'eau n'est plus dominée par une seule substance. Nous sommes confrontés à une multitude de liaisons chimiques: xénotoxiques, métaux, substances nutritives, etc., qui se trouvent en interactions compliquées, aussi avec les substances biologiques. Nous ne possédons pas de recettes pour l'évaluation des effets nocifs ni pour les remèdes; il faudrait intervenir dans divers domaines (des mesures seraient inutiles sans s'attaquer aux causes du mal).

MÉTAUX, NTA ET EDTA

Déjà avant l'entrée en vigueur de l'interdiction de l'utilisation de phosphates dans les produits de lessive (1986), le NTA était présent dans les cours d'eau et se mesurait en quantités de µg/l. Comme les phosphates pouvaient se remplacer par du NTA, une augmentation de cette substance était prévisible. Grâce à la bonne dégradabilité du NTA dans les

stations d'épuration et dans la nature, ce ne fut pas le cas. La contrôle portait également sur l'EDTA, un agent complexant à l'instar du NTA, mais dégradable seulement en partie par photolyse. On put constater que la présence d'EDTA était constante depuis des années, dans une concentration de deux fois supérieure à celle du NTA (v. article de W. Giger).

Deux agents complexants sont principalement en mesure d'exercer, sur la répartition de métaux entre les phases de dissolution et de suspension, une influence défavorable en direction de la première. Devant les concentrations en présence dans les cours d'eau, le NTA ne constitue pas un sujet d'inquiétude, tandis que l'influence de l'EDTA suscite encore quelques questions (v. article de L. Sigg).

MÉTAUX ET MATIÈRES EN SUSPENSION

La forme sous laquelle se présentent certains métaux, en particulier le plomb, dépend en général étroitement de la concentration de matières en suspension dans l'eau. Plus la présence des matières en suspension est élevée, plus le plomb apparaît sous forme de particules (L. Sigg). Cependant, les concentrations de matières en suspension augmentent fortement par temps de pluie (et donc les particules de plomb). L'augmentation des matières en suspension provient de deux facteurs, d'une part les sédiments des courants, et d'autre part l'apport, à travers les stations d'épuration, du déversement des crues et de l'érosion du sol. Les sédiments formés durant les périodes sèches peuvent alors jouer un rôle bien plus important que les autres facteurs. Voilà pourquoi il faut tenir compte, dans la discussion des problèmes de qualité de l'eau par temps de pluie, des processus qui se déroulent par temps sec. (v. article de O. Wanner).

QUESTION DES VALEURS-LIMITE DES MÉTAUX

Les valeurs-limite indiquées dans l'Ordonnance sur les dérivations d'eaux usées de 1975 se fondent sur des notions vieilles de 20 ans. D'après les connaissances actuelles sur les effets produits sur des organismes sensibles, elles doivent être ramenées à un niveau bien inférieur. Mesurées d'après les nouvelles conceptions en matière de valeurs-limite, les concentrations de métaux actuelles des cours d'eau restent trop élevées. La question des métaux retrouve

ainsi une nouvelle dimension. La fixation, la justification et le maniement des valeurs-limite des métaux exigent toutefois encore des éclaircissements (v. article de L. Sigg). Ceux-ci ne devraient pas se limiter aux seuls cours d'eau ; il convient de tenir compte des causes et de l'ampleur des flux métalliques dus à l'homme ainsi que de ceux s'opérant entre l'eau, le sol, l'air et la biosphère.

MESURES GLOBALES POUR LA PROTECTION DES EAUX

Les rapports entre le NTA, l'EDTA, les métaux et les matières en suspension prouvent de manière explicite qu'il faut considérer leurs interactions croissantes, afin de permettre une évaluation de la pollution et une protection des eaux adéquates. Dans la pratique, la question du type d'intervention souhaitable pour l'amélioration de l'état des eaux se pose souvent. Faut-il diminuer la pollution chimique, améliorer le lit du cours d'eau ou son environnement, modifier le régime d'écoulement? Ou faut-il agir simultanément dans les trois domaines?

EXEMPLE DE FEHRALTORF: UNE LEÇON À TIRER

Fournir une réponse aux questions suivantes est souvent malaisé. L'étude sur Fehraltorf présente un cas susceptible d'apporter des réponses (v. article de J. Lange et al.). Il nous permet également d'en tirer une conclusion d'ordre général: les bassins de retenue des eaux pluviales sont coûteux et s'avèrent souvent peu indiqués, si l'on effectue une analyse globale de la situation de la protection des eaux. D'autres mesures, telles que l'amélioration de l'épuration des eaux usées ou la restauration de l'état naturel des ruisseaux, peuvent se révéler d'une bien plus grande utilité pour les cours d'eau concernés.

LACUNES ET BESOINS D'INTERVENTION

Nos connaissances ainsi que notre expérience en matière de protection globale des eaux restent très lacunaires. Afin de les développer, les mesures suivantes sont nécessaires:

1. Promouvoir la compréhension des rapports écologiques existants à l'intérieur des eaux et avec leur environnement en poursuivant leur étude.
2. Effectuer des recherches entre les eaux, la protection des eaux et les phénomènes dus à la civilisation.
3. Agir, autrement dit procéder à une épuration des eaux en tenant compte

de données globales et suivre scientifiquement ces opérations.

LES PROBLÈMES DES PAYS EN VOIE DE DÉVELOPPEMENT...

Apparemment, l'exigence d'exploiter et de préserver à la fois les cours d'eau peut mener à des conflits d'intérêt considérables. En Suisse également, l'exploitation de nombreux cours d'eau s'avère indispensable. Elle doit toutefois se maintenir dans des limites autorisant une conservation dans un état proche de la nature (des exceptions sont tolérées, selon la nouvelle loi sur la protection des eaux, qui passera en votation au début de l'année 1992, dans le domaine de l'utilisation de l'énergie hydraulique).

Comparé aux problèmes posées par les cours d'eau dans les pays du Tiers monde, la position suisse peut sembler un luxe. Les concentrations de population, l'industrialisation et un manque de fonds pour l'épuration des eaux conduisent souvent à des situations qui rendent difficile ou même impossible un approvisionnement en eau suffisamment pure. Les besoins vitaux primaires occupent ici le premier plan; dans le meilleur des cas, des moyens limités permettent à court terme tout au plus d'écarter de graves dangers (v. article de R. Schertenleib).

... ET LA SUISSE?

Personne ne contestera les obligations de la Suisse envers les pays en voie de développement. La situation qui y règne ne peut nullement servir de référence pour les mesures à prendre dans notre propre pays, cela pour diverses raisons:

1. Les cours d'eau suisses représentent un bien national digne d'être préservé.
2. Une protection des eaux est indispensable à long terme afin de prévenir les atteintes à l'environnement durables et aux conséquences écologiques et économiques incalculables.
3. La Suisse, pays riche, peut se permettre d'expérimenter les moyens de parvenir à un développement supportable à long terme pour l'environnement.

CONSÉQUENCES POUR L'EAWAG

L'EAWAG adhère aux principes d'une protection des eaux globale, ce qui se reflète dans ses activités. La recherche sur les processus qui se déroulent dans l'eau et les cours d'eau et

l'établissement de bases scientifiques et techniques continuent d'y jouer un rôle non négligeable. Il importe toutefois beaucoup plus de relier les anciennes connaissances, lacunaires, à un nouveau savoir, afin d'obtenir des mesures globales. Le savoir seul ne suffit pas, il faut également un savoir-faire et des actes. L'EAWAG doit donc travailler à des projets concrets de protection des eaux avec des techniciens.

L'EAWAG, selon ces concepts, s'efforcera:

- d'acquérir des vues plus globales sur l'écologie des cours d'eau et sur leur rôle dans l'ensemble du réseau environnemental
- de développer les fondements d'un aménagement des cours d'eau proches de la nature,
- d'intégrer ceux-ci dans des mécanismes de civilisation générateurs de

problèmes (en vue d'en combattre durablement les causes) et de mettre en pratique et de continuer de développer avec des partenaires externes les connaissances ainsi acquises.

Au cours de ces activités, il faudrait également tenir compte des besoins spécifiques des pays en voie de développement et tenter de les satisfaire.

L'ÉCOSYSTÈME DES EAUX COURANTES

ANDREAS FRUTIGER

Les eaux courantes, sujet de la journée d'information 1991 de l'EAWAG "De la recherche à la pratique", sont des systèmes aux multiples facettes. Ils peuvent se présenter sous une forme radicalement différente selon notre angle d'approche. Malgré tout, on a tendance à les considérer selon une optique définie et à négliger ou même à ignorer certains aspects. Le présent article d'introduction tente de donner une image aussi globale que possible de l'écosystème des eaux courantes. Cette représentation ne dépasse pas un niveau général et superficiel et ne prétend pas à l'exhaustivité. Certains des aspects esquissés ici seront approfondis dans les articles suivants. Il s'agit uniquement, dans les lignes ci-dessous, de circonscrire le phénomène "Eaux courantes". Pour atteindre cet objectif, je décrirai quelques aspects essentiels caractéristiques des eaux courantes, de même que leurs types d'utilisation humaine et les influences que les activités anthropogènes peuvent exercer sur les fonctions des cours d'eau.

1. LES COURS D'EAU: DES ÉLÉMENTS STRUCTURELS ESSENTIELS DU PAYSAGE

Plus un paysage est pauvre en structures, plus le rôle joué par les cours d'eau s'avère indispensable à son agencement. Ceci concerne particulièrement les étendues agricoles à l'aspect très monotone et soumises à une exploitation intensive. Les rivières et les ruisseaux divisent la campagne en plusieurs secteurs, tout en les reliant. Les berges d'un cours d'eau et leurs bras morts représentent avec leur végétation épaisse et leurs surfaces périodiquement inondées, pour autant qu'elles ne soient pas exploitées, un élément écologique d'importance. Elles offrent des espaces vitaux à une faune et à une flore des plus diverses. De plus,

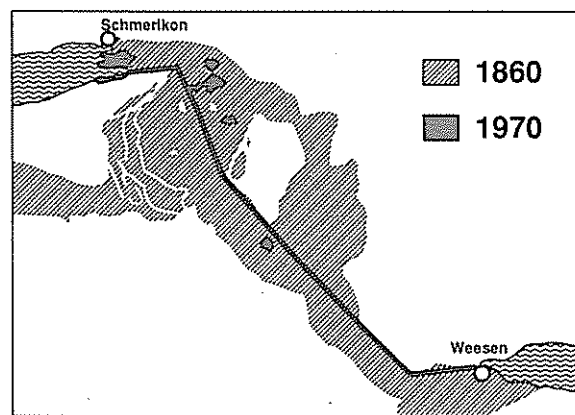


fig. 1

"L'amélioration" de la plaine de la Linth causa, entre 1860 et 1970, une perte presque complète des espaces vitaux d'espèces végétales et animales aujourd'hui menacées (redessinés d'après [1])

elle servent d'axe de diffusion et préviennent ainsi certains lieux d'une isolation. Ce n'est pas sans raison que l'on qualifie souvent les eaux cours d'eau d'"épine dorsale écologique".

1.1 Un grand nombre d'activités anthropogènes affectent directement ou indirectement les cours d'eau.

Les cours d'eau, en raison de leur extension quasi unidimensionnelle, connaissent des interactions intenses avec les milieux environnants. Il résulte de cette imbrication écologique étroite des incidences plus ou moins directes sur les eaux courantes, dues à de nombreuses activités anthropogènes sur le bassin versant, comme le démontrent les trois exemples suivants:

- Dans les zones bâties, le sol connaît un colmatage croissant. Les eaux pluviales, qui s'infiltraient autrefois dans le sol, sont évacuées aujourd'hui dans de nombreux cas presque immédiatement par une canalisation jusque dans le cours d'eau. Il s'ensuit une modification du régime d'écoulement de

celui-ci, laquelle apparaît clairement dans les cours d'eau de moindre importance. Les débits de pointe deviennent alors plus fréquent et la situation intermédiaire de basses eaux s'avère plus marquée.

- L'exploitation intensive du sol par l'agriculture, lié à une forte utilisation de fertilisants, entraîne une charge polluante "diffuse" de substances nutritives dans les cours d'eau. En outre, comme notre société (pas uniquement l'agriculture!) utilise divers pesticides ainsi que d'autres substances synthétiques en grandes quantités, outre les substances nutritives, de nombreux produits chimiques sont déversés dans les eaux. Parmi ces "xénobiotiques", on connaît, en règle générale, les effets que chacun d'eux produit sur l'environnement de même que sur les eaux, et ce qu'il en advient.
- L'ensemble de notre paysage naturel est exposé à une exploitation croissante, laquelle conduit à une destruction insidieuse de l'hétérogénéité et à une perte de milieux naturels et de

diversité écologique. Ce phénomène, quant à lui, entraîne la disparition de nombreuses espèces spécifiques. Ce processus touche en particulier les cours d'eau, à cause de leur forte interdépendance avec la campagne environnante, comme l'illustre de manière exemplaire le cas de la plaine de la Linth (fig. 1).

2. LES COURS D'EAU: UN ÉNORME POTENTIEL ÉNERGÉTIQUE

La puissance fournie par les cours d'eau dans le monde entier et transformée actuellement s'élève à 108 MW, ce qui équivaut à l'énergie produite par plus de 100 000 centrales nucléaires. Cette force permet aux cours d'eau d'éroder des montagnes, de creuser de vallées et de remplir les lacs ainsi que les dépressions à l'aide des matériaux charriés par le courant. Ils constituent donc les principaux agents constructeurs (et destructeurs) du paysage. Ce potentiel énergétique se manifeste de façon particulièrement frappante à lors de crues exceptionnelles, entraînant des dommages aux cultures et aux bâtiments qui en résultent.

2.1 Exploitation du potentiel énergétique des cours d'eau

Le potentiel énergétique est doublement la cause d'altérations anthropogènes des cours d'eau. D'une part, il fait l'objet d'une exploitation humaine depuis les temps les plus reculés, pour actionner autrefois des roues hydrauliques, et aujourd'hui des turbines et des générateurs électriques, ce que person-

ne n'ignore. En revanche, l'ampleur de cette exploitation reste souvent méconnue: en Suisse, elle concerne presque tous les cours d'eau de dimension importante. Au moins 90 % du potentiel utilisable est déjà épuisé. Il conviendra de souligner, à ce propos, que de tels calculs établis sur la base de considérations économiques, ne tiennent pas compte de pertes de valeurs "psychologiques" ni des atteintes à l'environnement. L'exploitation de la force hydraulique ne pose donc pas un problème ponctuel, mais elle touche des surfaces considérables des cours d'eau, tout comme la pollution par des déversements d'eaux usées.

L'exploitation de la force hydraulique modifie le régime d'écoulement du cours d'eau. Dans le meilleur des cas, seule la répartition chronologique du régime d'écoulement, ou dynamique de débit, est touchée (fig. 2). Cependant, bien souvent, l'exploitation de la force hydraulique occasionne une forte réduction permanente sur un certain tronçon du cours d'eau, ou dans les situations extrêmes, une interruption complète du débit. Un ruisseau vivant se transforme alors en un désert pierreux. Dans des buts de maximalisation de la production énergétique, le cours d'eau subit souvent des aménagements: l'eau est captée, détournée ou retenue, ce qui entraîne des modifications ponctuelles importantes du caractère du cours d'eau. Dans les cas extrêmes, le cours d'eau se transforme en lac artificiel, ou le bilan hydrologique de régions entières est déséquilibré.

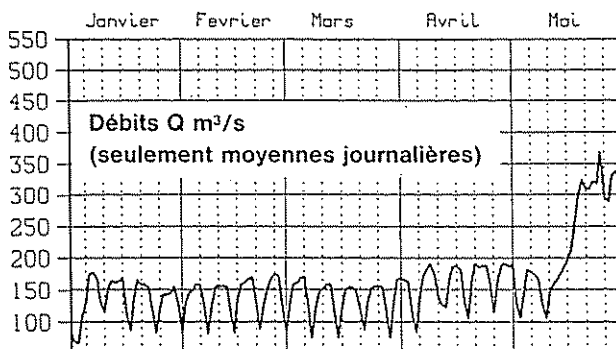


fig.2

L'exploitation de l'énergie hydraulique exerce une forte influence sur la dynamique d'écoulement du Rhône (vers la porte du Scex). Durant les week-ends, lorsque l'usine de forces motrices est au repos, le débit ne représente que la moitié de celui du lundi au vendredi [2].

2.2 Protection contre les inondations et gain de terrain

Le potentiel énergétique des cours d'eau peut également représenter une menace dont l'humanité s'est toujours efforcée de se protéger. Pour une évacuation des eaux plus rapide des terrains, les rivières ont été aménagées. Cette opération s'effectue à l'aide de travaux de construction, à savoir les consolidations des rives, car le cours naturel d'une rivière présente soit des bras ou des méandres, il ne coule jamais en ligne droite. Lorsque de telles interventions amènent une érosion du lit du cours d'eau, le plus souvent accidentelle, mais relativement fréquente, des structures transversales s'avèrent alors nécessaires pour stabiliser le fond.

Comme le lit d'un cours d'eau naturel requiert un espace beaucoup plus important que celui d'une rivière rectifiée, il n'est pas rare que les aménagements hydrologiques s'accompagnent d'un gain de terrain considérable; il ne faut pas sous-estimer cette motivation dans les aménagements des cours d'eau!

3. LES COURS D'EAU: VECTEURS D'EAU ET DES SUBSTANCES CONTENUES DANS L'EAU.

Bien que les cours d'eau ne couvrent qu'une petite partie, en régression, de la terre ferme, ils jouent un rôle non négligeable dans les régimes d'écoulement dans les milieux naturels et représentent donc une composante importante des bilans hydrologiques des campagnes. Les interventions dans leur régime d'écoulement affectent ceux des régions concernées. Pourtant, dans de nombreux cas, le véritable but d'une intervention est le suivant:

3.1 Exploitation des cours d'eau pour le drainage de régions inondées ou à des fins d'irrigation

Dans les régions inondées, les rigoles sont recréées artificiellement et la terre environnante subit un drainage. C'est ainsi que l'on peut lutter contre une prolifération éventuelle de moustiques et d'autre part le sol se prêtera à une meilleure exploitation agricole (v. fig. 1). La situation dans les régions où les précipitations sont rares est exactement inverse: les cours d'eau servent à l'irrigation.

3.2 Exploitation des cours d'eau pour l'évacuation de déchets

Comme nous disposons de relativement beaucoup d'eau, nous pouvons

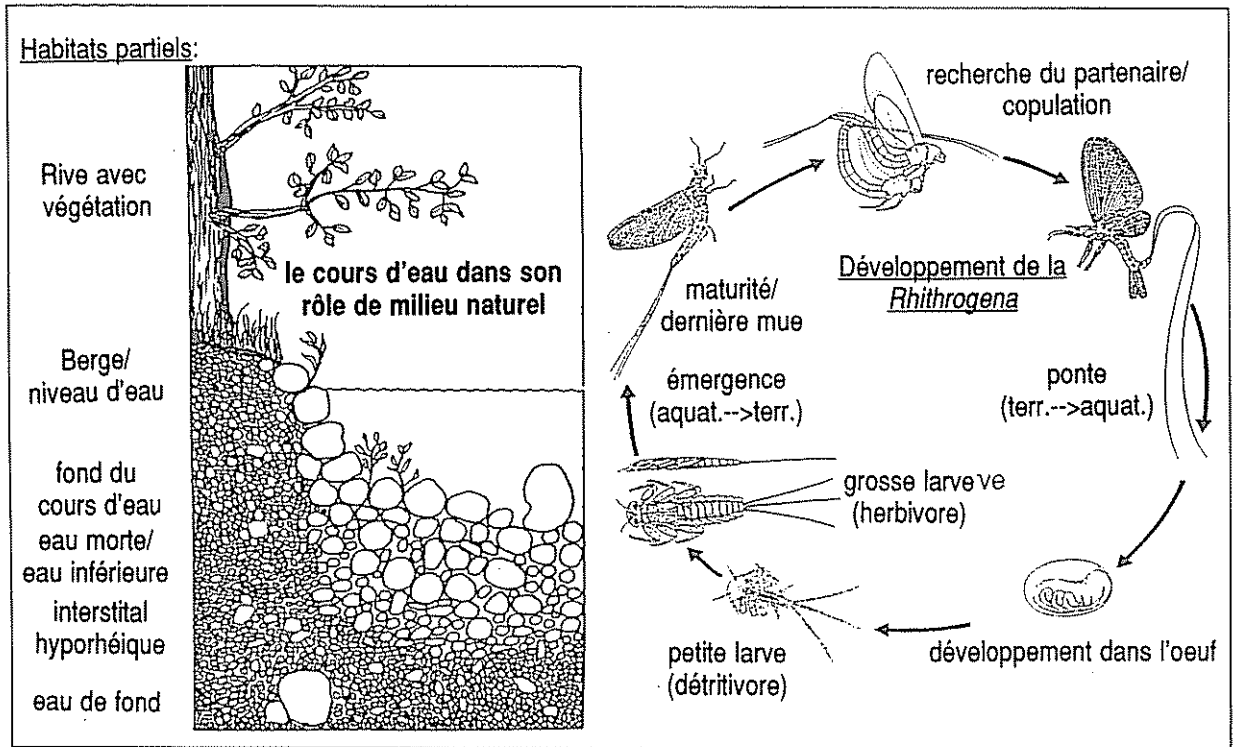


fig. 3

Le milieu naturel formé par les cours d'eau comprend, outre les eaux courantes et leur fond, également l'espace poreux des couches sédimentaires les plus profondes ou interstitiel hyporhéique, ainsi que la rive attenante avec sa végétation. A l'instar de l'éphémère *Rhithrogena*, de nombreuses espèces animales des cours d'eau séjournent dans divers habitats partiels selon les différentes phases de leur cycle de développement. Seule la présence d'habitats partiels permet à ces espèces de terminer leur cycle de développement et de se reproduire naturellement (figures tirées de [3], [4], [5]).

nous permettre d'utiliser également la capacité de transport de nos rivières pour "l'élimination" des déchets. Aussi longtemps que les charges de déchets gardaient une dimension tolérable pour les cours d'eau et que des méthodes relativement simples pouvaient résoudre les éventuels problèmes, il n'y avait rien à objecter. Cependant, lorsque le volume de déchets prit une dimension croissante, surgirent des conflits entre les diverses exigences en matière d'utilisation, ce qui imposait l'introduction d'une réglementation. La première prescription, qui devait protéger les prérogatives des pêcheurs contre celles des propriétaires de fabriques, se trouve dans la "Loi fédérale sur la pêche" de 1988. Après la Seconde Guerre mondiale, la pollution des cours d'eau avait atteint un degré tel qu'une véritable loi "sur la protection des eaux contre la pollution" était nécessaire; celle-ci entra en vigueur au 1er janvier 1957.

4. LES COURS D'EAU: DES PRODUITS DE PLUSIEURS FACTEURS.

Les cours d'eau sont des individus. Un grand nombre de paramètres différents déterminent leur caractère. Toutefois, celui-ci dépend de quelques facteurs prédominants:

- L'orohydrographie, c'est-à-dire la

taille, l'altitude, l'altitude maximale et la dénivellation du bassin versant;

- Le climat, par exemple la température, les conditions de rayonnement et de précipitations dans le bassin versant ainsi que;
- La géologie et le type de sol du bassin versant

Il faut toutefois préciser qu'il existe une multitude de types de cours d'eau, aux dimensions et aux particularités radicalement différentes ce qui rend les comparaisons malaisées.

5. LES COURS D'EAU: DES ESPACES VITAUX

Un grand nombre d'organismes divers vivent dans les cours d'eau. La densité de leur habitat et leur productivité sont comparables à d'autres lieux d'une utilisation moins intensive.

Deux particularités revêtent une importance particulière pour les organismes qui peuplent les cours d'eau: le courant et le charriage de matériaux. Le courant exerce une force permanente sur les organismes vivant dans le fond des cours d'eau, le "stress hydraulique". Le charriage de matériaux engendré par un débit élevé produit un effet de broyeur à boulets du sédiment, ce qui se répercute de manière catastrophique sur les organismes. Ces deux phénomènes mécaniques font des eaux courantes un habi-

tat peu propice au développement de la vie. Pour les peupler, un haut degré de spécialisation est nécessaire. Toutefois, les organismes qui sont parvenus à s'adapter aux conditions de vie spécifiques des eaux courantes, bénéficient de quelques avantages: le mouvement permanent de l'eau assure une turbulence fiable et donc des conditions de mélanges optimales. Pour cette raison, aucun halo de diffusion ne peut se former autour de l'appareil respiratoire. L'apport de "sels nutritifs" et d'aliments sous forme de matériel organique particulière est assuré partout, ce qui permet, même en cas de basses concentrations de substance, des densités de peuplement d'élévées à très élevées (pour les larves de mélusinidés par exemple jusqu'à 1/3 de millions d'ind./m³). Le taux d'accroissement, très élevé, des bactéries et des champignons, qui poussent sur les matériaux de fond et qui sont principalement responsables de "l'auto-épuration" d'un cours d'eau, n'est également possible que grâce au mouvement permanent de l'eau.

5.1 Caractérisation biologique des eaux courantes

La "biologie" des eaux courantes se caractérise avant tout par une adaptation d'élévée à extrême des organismes aux conditions imposées par le courant (stress

hydraulique, déplacement de sédiment lors de hautes eaux, conditions de mélange fiables), auxquels participent de manière complexe la morphologie, le métabolisme, le comportement et le cycle de développement des organismes.

L'éphémère *Rhitrogena*, répandue largement dans les ruisseaux à gravier pré-alpins, qui présente souvent une densité de quelques 1000 individus par m², permet de démontrer quelques unes de ces adaptations. Comme son cycle de développement se déroule dans les divers habitats partiels qui constituent le milieu global "cours d'eau", cet insecte illustre de manière exemplaire l'importance de ces espaces vitaux particuliers (fig. 3).

a) L'interstitial hyporhéique: embryogenèse, "nursery" et refuge:

Le développement de la *Rhitrogena* débute dans le matériau de fond, qui se trouve sous la première couche du fond du cours d'eau, que l'on nomme interstitial hyporhéique. C'est dans ce système poreux, d'une épaisseur approximative de 50 cm, que se déroule le développement de leurs oeufs, et les larves également, occupent cet espace au début de leur développement et lors de crues avec charriage de matériaux. L'interstitial sert ainsi de "nursery" et de refuge.

Une condition primordiale pour le processus biologique dans l'interstitial: un approvisionnement suffisant en oxygène, lequel ne peut plus être assuré en cas d'obstruction des pores par de fins sédiments. Cette règle que l'on connaît avant tout à propos du développement des poissons, représente une des raisons majeures pour lesquelles un cours d'eau naturel a besoin parfois de hautes eaux avec charriage de matériaux, pour rester "sain". Le matériau de fond est ainsi érodé et une couche de fin sédiment est enlevée de manière naturelle. Non seulement les espèces piscicoles frayant dans le gravier, qui peuplent nos cours d'eau, mais aussi un grand nombre parmi les quelques 4000 espèces d'invertébrés dépendent impérativement de l'existence d'un interstitial pouvant les abriter.

b) Le fond des cours d'eau: "pâturage d'algues" pour la *Rhitrogena* et d'autres larves:

A la surface supérieure des pierres, qui forment la couche supérieure du fond des eaux, dans des conditions de luminosité favorables, un film d'algues fin, mais très productif, peut parfois se

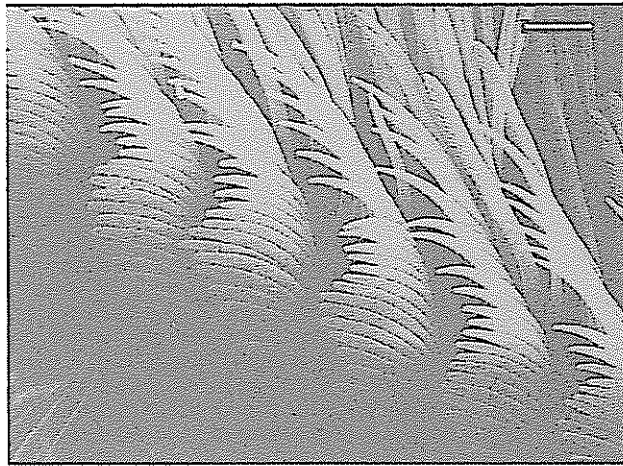


fig.4

Les espèces animales du fond des cours d'eau, qui se nourrissent avant tout de la couche d'algues accrochée à la partie supérieure des pierres, possèdent à cet effet des types de mandibule sophistiqués. La photographie ci-contre représente un détail des dispositifs hautement spécialisés d'une éphémère.

constituer. Cette végétation dite "épilithique" représente une source de nourriture attrayante pour les larves de *Rhitrogena*. Cependant, pour en tirer parti, ces animaux doivent posséder deux qualités particulières: pouvoir se tenir à la surface, très exposée au courant, des pierres, et être en mesure de détacher la couche d'algue du fond et de l'ingérer.

Si la *Rhitrogena* dispose de la capacité de se mouvoir avec sûreté même sur un substrat fortement balayé par le courant, c'est avant tout grâce à des adaptations morphologiques. En effet son corps est fortement aplati et on trouve une griffe acérée à chaque extrémité de ses pattes puissantes. Grâce à ce dispositif, la *Rhitrogena* peut s'amarrer au substrat et elle est alors "suspendue" dans le courant sans consommation d'énergie particulière. En outre, les trachéobranchies de la *Rhitrogena* sont transformées en une structure semblable à une ventouse, ce qui renforce encore leur capacité de rétention*.

Ces deux adaptations permettent à la *Rhitrogena* de séjourner à l'emplacement de la végétation épilithique. Toutefois, une autre spécialisation s'avère nécessaire pour brouter littéralement les algues sur les pierres: la *Rhitrogena* possède une mandibule équipée de dispositifs hautement spécialisés, composés de toute une palette de divers poils et brosses qui assument chacun une fonction spécifique (fig. 4)

L'activité de pâturage de la *Rhitrogena* ainsi que d'autres larves qui se nourrissent de manière similaire, s'avère si efficace, que les algues sont ainsi "tondues" de manière naturelle. Si un cours d'eau connaît une prolifération

d'algues, il ne s'agit pas en règle générale d'un volume de fertilisants trop élevé, mais il faut y voir plutôt un charriage de matériaux trop peu fréquent ou une élimination, pour une quelconque raison des insectes mangeurs d'algues.

Les trachéobranchies des larves d'insectes aquatiques sont en fait des structures responsables de l'échange gazeux nécessaire à la respiration avec l'eau environnante. Cependant, comme le courant facilite très souvent les échanges gazeux de la faune des cours d'eau, celle-ci peut se permettre de renoncer à l'usage de cet appareil respiratoire "auxiliaire". Elle dépend en revanche fortement du courant. En cas de disparition, même temporaire, de celui-ci, les animaux s'asphyxient. Cette dépendance du courant est une caractéristique de nombreuses espèces des eaux courantes, même sous une forme moins extrême que celle de la *Rhitrogena*.

c) Les berges: émergence, maturité et reproduction:

La *Rhitrogena*, à l'instar de la plupart des insectes aquatiques, suit un cycle de développement composé de phases successivement terrestres et aquatiques. Autrement dit: la larve, après un développement complet, rampe sur la rive et quitte l'eau, en effectuant une dernière mue près de la surface. On nomme ce processus, au cours duquel la mue de la larve reste dans l'eau, l'émergence. Par la suite, l'insecte, à présent capable de voler, cherche rapidement refuge dans la végétation de la rive, qui le protège de prédateurs tels que les oiseaux, les petits mammifères ou des intempéries, avant tout d'une exposition intensive au rayon-

nement solaire (dessèchement). L'insecte y passe entre quelques heures et quelques jours, jusqu'à ce que la dernière mue le transforme en imago capable de procréer. Puis les mâles s'envolent par beau temps et se réunissent en essaim au-dessus des eaux, signal sexuel qui attire les femelles. Celles-ci pénètrent dans l'essaim et l'accouplement a lieu en plein vol. Peu après, la femelle commence à pondre ses oeufs dans l'eau. Les oeufs se déposent dans l'interstitiel, achevant ainsi le cycle de développement.

Le stade imaginal de l'éphémère dure entre quelques heures et quelques jours, d'où son nom. D'autres insectes aquatiques connaissent une vie adulte plus longue, soit plusieurs jours, voire des semaines. Le plupart d'entre eux dépendent alors d'une végétation intacte des berges. Si celle-ci est absente, dans le cas de ruisseaux fortement aménagés, ou lorsque les rives font l'objet d'une exploitation agricole jusqu'au niveau d'eau, les chances de succès de la procréation restent minces. En règle générale, les espèces disparaissent du cours d'eau.

5.2 Conclusion pour la protection des eaux.

Dans la perspective d'une protection des eaux, les aspects biologiques évoqués précédemment nous amènent aux conclusions suivantes:

- Afin que la faune et la flore colonisent avec succès un cours d'eau, un haut degré d'adaptation et de spécialisation se révèlent indispensables dans de nombreux cas. En outre, plus une espèce est spécialisée, moins elle supporte en général les situations artificielles. Lorsqu'un cours d'eau subit une quelconque modification redevable à des activités anthropogè-

nes, les "spécialistes" sont menacés en premier lieu, alors que les "généralistes" n'en souffrent guère et restent souvent les uniques survivants dans les eaux.

- Le milieu "cours d'eau" comprend, outre le lit proprement dit (eau comprise) et le fond, également l'interstitiel hyporhéique et les berges. Seule l'intégrité de tous ces habitats partiels garantit la survie durable d'une faune riche et variée.

6. LES COURS D'EAU: DES VALEURS "PSYCHOLOGIQUES"

En plus des particularités observables scientifiquement, les cours d'eau présentent un autre aspect important, qui ne se prête guère à une quantification: il s'agit de valeurs "psychologiques", qui exercent depuis des temps immémoriaux une forte attraction sur les êtres humains. Sur les rives, nous pouvons nous reposer et oublier le stress et les soucis du quotidien. Ces valeurs "psychologiques" apparaissent dans de nombreuses oeuvres littéraires.

Hermann Hesse décrit par exemple ainsi, dans son roman Siddharta, l'importance des cours d'eau sur l'âme humaine: dans sa fuite de l'existence qu'il a menée jusqu'ici, Siddharta parvient au bord d'un fleuve. Comme il croit avoir vécu toutes les expériences possibles dans sa vie, et ne voit donc plus de raison de prolonger celle-ci, il veut se jeter dans le fleuve pour se tuer. Cependant, le fleuve lui redonne le courage de vivre et le fascine à tel point qu'il décide de devenir passeur et d'explorer les secrets du fleuve:

"Pour le moment, de tous les secrets que recelait le fleuve il n'en devina qu'un, mais qui l'impressionna vivement: c'est que cette eau qui coulait,

coulait toujours, qu'elle coulait continuellement, sans cesser un seul instant d'être là, présente, d'être toujours la même, tout en se renouvelant sans interruption! Comment expliquer, comment comprendre cette chose extraordinaire? Lui, il ne la comprenait pas; il n'en avait qu'une vague intuition; dans son esprit s'éveillaient de lointains souvenirs, des voix divines parlaient à ses oreilles"[7].

6.1 Utilisation des cours d'eau pour les loisirs et la détente:

C'est particulièrement dans notre société de loisirs dominée par le stress, où les hommes et les femmes s'éloignent toujours plus de la nature, que cette fascination conduit à une exigence élevée d'utilisation: les cours d'eau représentent d'importants espaces de détente pour l'humanité moderne, affectée par le stress. C'est dans ce besoin qu'apparaissent les valeurs "psychologiques" des cours d'eau. L'impossibilité d'une quantification de celles-ci en francs ou en kWh, ne devrait pas nous inciter à sous-estimer ou même à nier leur importance. En effet, quel dommage, si nous ne pouvions plus nous extasier devant un paysage agrémenté d'un cours d'eau et si nous devions nous contenter d'expliquer, à l'aide d'un manuel, la longueur d'un méandre comme une fonction d'un régime d'écoulement, d'une dénivellation, d'un pourcentage de matière solide et d'une "moyenne sédimentologique" [8]. Enfin, *"Qui, parmi nous, ne séjourne-t-il pas plus volontiers dans le désordre inspirateur des berges naturelles d'une rivière qu'au bord de la régularité banale d'un cours d'eau rectifié?"* (d'après Schiller, 1793, légèrement modifié).

- [1] Heusser H. (1991): Der Artentod - ein irreversibler Prozess. Neue Zürcher Zeitung, 31.8./1.9.1991, Nr. 201, S. 23-24.
- [2] EDI/BUS (1984): Hydrologisches Jahrbuch der Schweiz 1982. Herausgegeben von der Landeshydrologie, 341 pp.
- [3] Engelhardt W. (1980): Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher? Kosmos Naturführer. Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart, 257 pp.
- [4] Hynes H.B.N. (1970): The Ecology of Running Waters. Liverpool University Press, 555 pp.
- [5] Pennak R.W. (1978): Fresh-Water Invertebrates of the United States. John Wiley & Sons, New York, 803 pp.
- [6] Rawlinson R. (1939): Studies on the Life-History and Breeding of Ecdyonurus venosus (Ephemeroptera). Proc. Zool. Soc. London, Ser. B, 337-450.
- [7] Hesse H. (1950): Siddharta. Eine indische Dichtung. Suhrkamp Verlag, Frankfurt a. Main, 136 Seiten
- [8] Mangelsdorf J., Scheurmann K. (1980): Flussmorphologie. Ein Leitfaden für Naturwissenschaftler und Ingenieure. R. Oldenbourg Verlag München Wien, 262 pp.

BESOINS DES POISSONS EN MATIÈRE DE MORPHOLOGIE ET D'HYDROLOGIE DES RUISSEAUX

ARMIN PETER

1. INTRODUCTION

En 1967 au USA, White et Bryndilson [1] ont publié une étude sur l'importance cruciale des habitats pour l'existence des poissons du type des truites (salmonidés).

On entend, par habitat piscicole le domaine d'un cours d'eau où une espèce peut vivre et où elle apparaît régulièrement. Les habitats sont des espaces délimités et constituent les parties d'un écosystème indispensables à la vie d'une espèce. Parmi eux, on citera les emplacements de frai, d'incubation, de croissance, les abris pour les poissons jeunes et adultes, mais aussi les étendues parcourues par ceux-ci (v. fig. 1).

Par contre, un micro-habitat est un lieu occupé par un poisson à un certain moment [2]. Les micro-habitats contiennent des combinaisons d'éléments spécifiques de l'espace vital et font souvent l'objet d'une classification en fonction des paramètres profondeurs, substrat et vitesse d'écoulement. Pour les truites, un micro-habitat se caractérise en règle générale par un type d'abris. L'emploi du terme habitat ne mentionne pas de manière explicite s'il s'agit d'un micro-habitat ou de l'ensemble de l'espace vital d'un écosystème. La plupart du temps, le contexte permet toutefois une attribution claire à une certaine catégorie.

Le travail de recherche de White et Bryndilson, mentionné plus haut, a marqué le début d'une "ère de la révolution de l'habitat", de d'innombrables publications consacrées à la signification des habitats pour les poissons continuent de paraître. Les habitats constituent le principal centre d'intérêt, car une population piscicole ne peut être considérée en faisant abstraction de son espace vital. Pour ce faire, il convient de tenir compte de la morphologie du cours d'eau et de la végétation des rives, car ceux-ci jouent un rôle essentiel dans la structuration de l'espace lié aux eaux courantes.

Aujourd'hui, nous nous trouvons à un stade avancé de la recherche sur l'importance des habitats des poissons. En comparant les habitats de différents cours d'eau, on constate que leur aspect varie considérablement. Des événements fortuits président à leur formation. Les

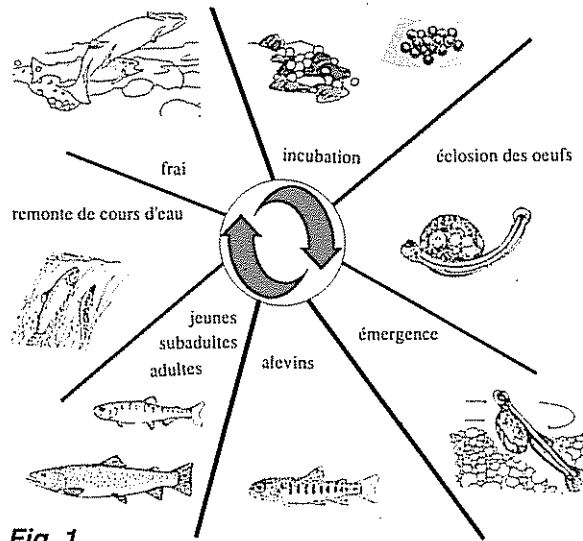


Fig. 1 Cycle biologique de la truite fario

pluies et les crues qui en résultent constituent le principal moteur du processus constitutif des habitats dans les cours d'eau. Ce sont avant tout les augmentations de débit les plus extrêmes qui créent la spécificité des habitats. Les matériaux chargés à partir du bassin versant et des éléments organiques (bois et feuillage) de la végétation poussant sur les rives en fournissent les ressources. La morphologie (forme, structure) du cours d'eau détermine le déroulement du processus de formation, c'est-à-dire les emplacements d'érosion et de dépôt des matériaux. De plus, la végétation des rives (par exemple les racines des arbres) assure la stabilité des importants abris proches des bords. Les cours d'eau naturels, qui présentent des méandres, se distinguent par la variété de leur espace vital, à l'opposé de la monotonie inhérente aux rivières canalisées.

Dans les lignes qui suivent, j'aborderai la biologie et l'écologie des poissons, en relation avec les disciplines morphologiques des cours d'eau et hydrologie. De plus, je décrirai la modification de l'espace vital engendré par les aménagements des cours d'eau. Les trois disciplines (morphologie des cours d'eau, hydrologie et écologie des poissons) ont évolué de manière très autonome au cours de ces dernières années. Du point de l'habitat, les paramètres morphologiques (comme la dénivellation, la rapidité du courant, la structure du fond et de la rive) ainsi que la gestion du budget hydraulique dans le bassin versant d'un

cours d'eau (discipline appartenant à l'hydrologie) sont d'une importance capitale.

Un exemple illustre de manière optimale le point de rencontre entre les diverses disciplines: en suivant le cycle de développement de la truite fario, qui se compose de divers stades de développement et de croissance (9 stades). Ce processus démontre le lien écologique existant entre le poisson et

son environnement. En précisant comment et où chaque stade du cycle se déroule, nous obtenons la biographie (life story) de la population piscicole (quand, dans quelles conditions, comportement des poissons). Le cycle de développement de la truite fario constitue un bon exemple, car cette espèce est très répandue (cours supérieurs à forte pente jusqu'à cours inférieurs plats; zone supérieure à truites jusqu'à la zone à barbeaux ou même zone à brèmes). De plus les stades adultes possèdent, en raison de leur taille bien supérieure aux stades précédents, des besoins très différents en matières d'habitats et réagissent avec une grande sensibilité aux modifications morphologiques d'un cours d'eau.

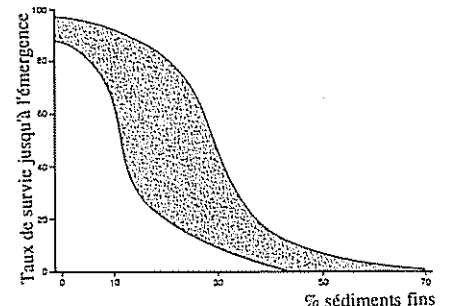


Fig. 2 Taux de survie des œufs de salmonidés en fonction des sédiments fins [4]. La surface grise entre les deux courbes comprend les résultats de plusieurs études.

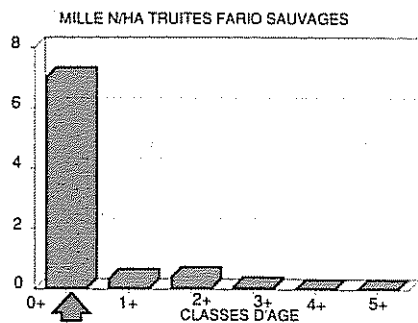


Fig. 3a
Structure d'âges de la population de truites fario en date du 15.11.1983 dans le Buechwigger (sans fond colmaté).

2. CYCLE DE VIE DE LA TRUITE FARIO

Le cycle de vie est représenté à la fig. 1; il fait l'objet d'un commentaire dans le texte ci-dessous.

2.1 Remonte

La possibilité d'un retour aux zones de frai (aires de reproduction) dépend en premier lieu d'obstacles architecturaux (chutes, canalisations, seuils peu élevés et seuils de ralentissement ainsi que des rigoles d'accélération) ainsi que d'un débit suffisant. Bien que quelques truites fario puissent franchir des chutes d'une hauteur considérable (1 à 2 m), la hauteur de celles-ci ne devrait pas s'élever à plus de 30 cm dans les régions de truites. Si les obstacles dépassent 30 cm, il faut s'attendre à ce que les poissons juvéniles restent bloqués. Il conviendrait de limiter la hauteur maximale à 80 cm [3]. Outre les particularités propres du poisson (taille, condition et endurance) la température de l'eau et surtout la disposition géométrique de l'obstacle déterminent les possibilités de remonte (en particulier la profondeur du trou d'eau au pied de la chute, profondeur minimale des trous d'eau = hauteur de la chute x 1,25). Les barrières remplissent une fonction écologique: c'est d'elles que dépend la fréquence des poissons dans le bassin versant

2.2 Le frai

Pour le frai, l'hétérogénéité de l'espace vital joue un rôle primordial. Les truites fraient souvent dans une eau peu profonde et ont donc besoin d'abris à proximité immédiate de leur emplacement. Elles trouvent ces espaces protecteurs dans les parties inférieures érodées des rives ou sous des rideaux de végétation. On sait que chez les saumons, les succès de mâles dans la reproduction dépend étroitement de la taille de leur corps. Les plus grands des mâles luttent

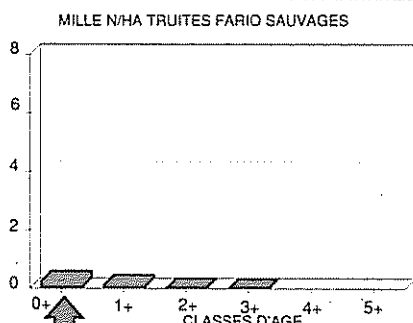


Fig. 3b
Structure d'âges de la population de truites fario en date du 11.11.1983 dans le Wigger (fond colmaté)

pour s'approcher de la femelle. Il existe également une autre stratégie de reproduction: de petits mâles, d'une maturité sexuelle précoce éviter les combats avec des poissons plus gros du même sexe et se faufilent à proximité des femelles. Cette stratégie alternative n'est cependant possible que si le petit mâle dispose d'un espace vital hétérogène doté d'abris en nombre suffisant pour pouvoir s'y abriter. Bien que cette stratégie de reproduction ne fasse l'objet d'aucune description pour les truites de rivière, on peut supposer que les petits mâles de cette espèce en font également usage.

La taille de la zone de frai utilisable varie en fonction de l'écoulement: un débit en hausse étend la surface de frai jusqu'à un maximum; au-delà, si le débit continue de croître, la surface de frai se réduit à nouveau, car en cas de vitesses de courants élevées, les poissons n'utilisent plus certaines surfaces des ruisseaux. Pour le frai, les truites de rivière ont besoin de substrats d'une taille de 6 à 76 mm.

2.3 Incubation

La femelle dépose les oeufs dans la fosse de frai déjà préparée pour l'incubation; ceux-ci sont fécondés par un ou plusieurs mâles. Puis les oeufs sont recouverts de gravier. La survie dans l'interstitiel (système poreux sous le fond des cours d'eau) dépend de la perméabilité et de la porosité du fond du ruisseau. Une forte proportion de fines particules (organique et anorganique (5 mm) empêchent un développement adéquat des oeufs/embryons. Ces fines particules proviennent de l'érosion des surfaces à usage agricole, des routes et de la pollution organique provoquée par des eaux usées. L'augmentation de la teneur en fines particules étanchéifie l'interstitiel. Il en résulte une baisse de la vitesse du courant et une diminution de l'approvisionnement en O_2 . La fig. 2 montre les

taux de survie des oeufs de salmonidés jusqu'à l'émergence des poissons (départ de l'interstitiel) en fonction des fins sédiments dans l'interstitiel, selon [4].

Si l'on compare deux tronçons de ruisseaux présentant des degrés de commutation différents, l'effet exercé par l'étanchéification du fond sur la survie des oeufs apparaît clairement. La fig. 3a montre la structure des âges de la population des truites de rivière dans la Buechwigger. La Buechwigger est un ruisseau semi-naturel et ne présente pas un fond colmaté. Les oeufs déposés dans l'interstitiel se développent bien, c'est pourquoi on enregistre en automne un grand nombre de jeunes poissons de l'année (truites de rivière 0+). Le 15.11.1983, 7030 poissons pro ha provenant de la reproduction naturelle ont pu être pêchés. Environ 10 km en aval, la Wigger est canalisée, et le fond est stabilisé par des seuils artificiels. Le fond est fortement colmaté. La fig. 3b représente le nombre de poissons 0+ provenant de la reproduction naturelle (263/ha). La densité des poissons 0+ dans ces deux exemples est étroitement liée à la perméabilité du fond du cours d'eau. D'autres facteurs, comme le nombre des oeufs déposés n'influencent par exemple pas le résultat (densité des oeufs déposés en automne 1982 pour la Buechwigger 11, pour la Wigger 14 par m^2).

Il faut encore mentionner que des crues naturelles liées à un charriage de matériaux peuvent survenir. Il arrive que ces interférences détruisent l'ensemble des oeufs de poisson et qu'elles soient à l'origine de l'absence de certaines années dans la population piscicole. Toutefois, la probabilité que de tels événements apparaissent au cours de plusieurs années consécutives, reste mince. En

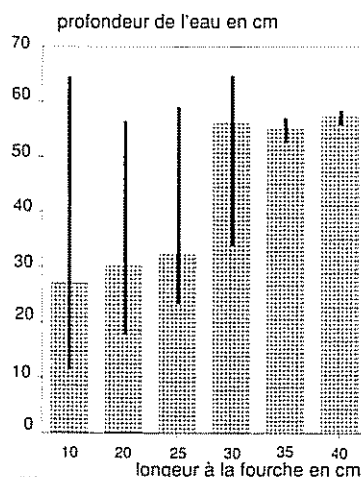


Fig. 4
Utilisation des profondeurs par les truites fario dans le Böschen-giessen (SG)

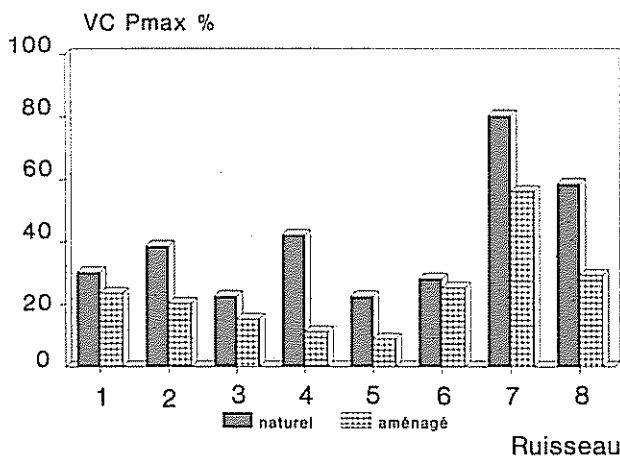


Fig. 5

Coefficients de variation P_{max} sur les tronçons aménagés (2^e colonne) et tronçons naturels (1^{ère} colonne)

revanche, en cas de colmatage, où l'incubation est perturbée en permanence.

2.4 L'éclosion

Pour le processus d'éclosion, la truite doit disposer d'un volume d'oxygène bien supérieur à celui requis pour l'embryogenèse. La valeur devrait correspondre à celles nécessaire aux saumons atlantiques, dont le niveau critique équivaut à une teneur minimale de 7-10 mg O₂/l dans l'interstitiel [5]. Après l'éclosion, les alevins à vésicule vitelline restent tout d'abord dans l'interstitiel. Il gardent, dans un premier stade, leur vulnérabilité envers les perturbations causées par une commutation du fond ou des crues déplaçant des matériaux.

2.5 Emergence

On entend par émergence l'abandon du lit de gravier. L'alevin se tient dans la colonne d'eau libre, bien qu'il soit toujours étroitement relié au fond du cours d'eau, qui continue de lui servir de refuge. L'émergence a lieu lorsque la vésicule vitelline (réserve de nourriture) est

consommé au 2/3 et que l'alevin peut nager. L'émergence termine le stade critique du cycle de développement.

2.6 L'alevin

C'est parmi les alevins fraîchement émergés du fond de gravier qu'intervient la phase de régulation de la population. Seuls les alevins capables de conquérir un territoire et d'occuper ainsi une position avantageuse sur le plan énergétique, survivront. Le nombre de territoires dans un cours d'eau dépend étroitement de la complexité de la structure [6]. Les interactions agressives dans le comportement des truites de rivière sont fortement atténuées par l'isolation visuelle des poisson. Les alevins occupant un fond hétérogène jouiront d'une isolation visuelle importante, ce qui réduit les besoins d'espace. Beaucoup de sujets trouvent donc un territoire, contrairement à la situation que l'on rencontre en cas de fond uniforme. Dépourvus d'isolation visuelle, les alevins recherchent en effet un espace étendu et seuls quelques uns d'entre eux parviennent à

s'établir un territoire. Les alevins sans territoire sont chassés dans des positions défavorables et ne survivent pas.

L'isolation visuelle détermine la taille du territoire et dépend de la qualité de l'habitat. La diversité morphologique du cours d'eau limite donc le nombre des alevins survivants et représente donc un paramètre important pour la régulation et la densité de la population des truites. La forte mortalité liée à la densité est achevée après une période critique de 33 - 70 jours [7].

2.7 Stade juvénile

Plus les poissons atteignent une taille considérable, plus le rôle de lieu de séjour privilégié de la colonne d'eau libre prend de l'importance. A partir d'une longueur d'environ 5 cm, les truites préfèrent des endroits peu profonds, à courant rapide (riffles). Dans les zones peu profondes des ruisseaux, les jeunes poissons échappent à la concurrence des spécimens de plus grande taille. De nombreuses études ont démontré l'importance des bras latéraux. Bien que les jeunes poissons séjournent volontiers dans ceux-ci, les corrections de cours d'eau les détruisent souvent.

2.8 Stade adulte et subadulte

La taille croissante des poissons va de pair avec une besoin d'espace accru. Les plus grosses des truites adoptent un comportement plus orienté vers l'objet (séjour dans des abris). Les poissons se retirent dans des abris pour se reposer ou pour se dissimuler en cas de danger. Il s'agit d'emplacements bénéficiant d'une luminosité réduite et d'une isolation visuelle accrue. Les abris disposent d'une couverture supérieure (végétation pendante des rives, souches ou troncs d'arbres dans l'eau, rives érodées à la base, etc.) ou ce sont des structures immergées (plantes aquatiques, pierres au fond de l'eau, pools = trous d'eau, etc.). Le rôle de pourvoyeurs d'abris, joué par les rives et particulièrement leur végétation, prend ici une importance essentielle. Outre leur préférence pour les abris, les truites de rivière montrent des exigences très précises concernant la profondeur d'un cours d'eau. Les grosses truites doivent pouvoir disposer de zones suffisamment profondes. La fig. 4 montrent les utilisations respectives des profondeurs de truites de rivière de tailles diverses dans le Böschengiessen (SG). Les colonnes représentent les valeurs moyennes des profondeurs utilisées, les lignes correspondantes le domaine de fréquence. Les trois catégories de lon-

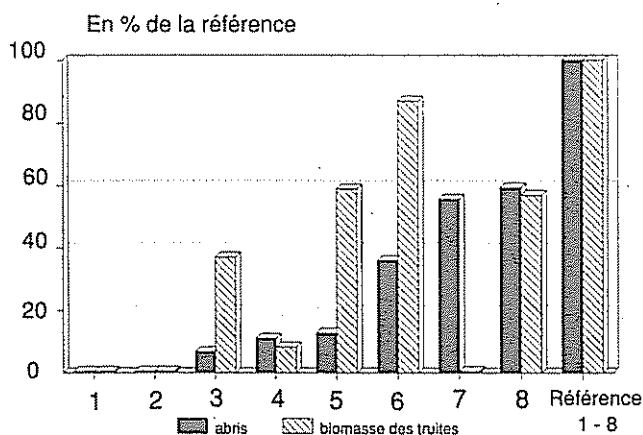


Fig. 6

Microhabitats et biomasse des truites

Dans le ruisseau n°1, le tronçon aménagé est comparé au tronçon naturel = référence (toujours 100%), d'après les deux paramètres abris et biomasse. Pour les ruisseaux 2 à 8, le procédé est analogue.

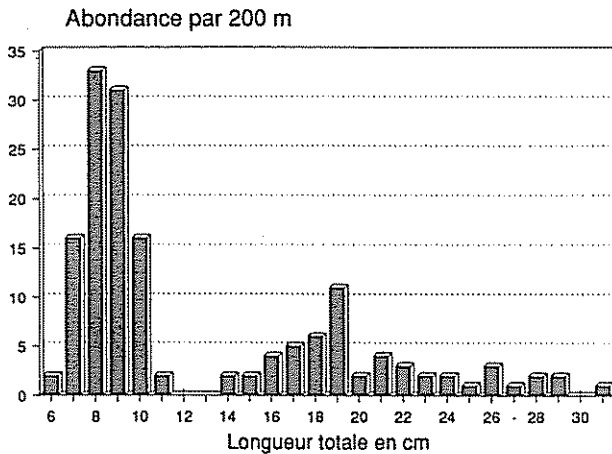


Fig. 7a
Histogramme des fréquences de longueur des truites fario dans le tronçon naturel

jusqu'à 20 cm se contentent de petites profondeurs (<35 cm). A partir de 25 cm de longueur, les poissons ne séjournent qu'aux endroits profonds du ruisseau. Les deux groupes entre 35 et 40 cm particulièrement se distinguent par un domaine de fréquence très limité. Il ne se rencontrent plus que dans les pools (trous d'eau) profonds. La disponibilité des pools devient un facteur limitant pour ces gros poissons.

Grâce à la connaissance du cycle de vie des poissons, nous disposons de connaissances suffisantes pour évaluer les modifications de l'espace vital engendrées par des aménagements et pour comprendre les réactions des populations piscicoles.

3. INFLUENCES DES AMÉNAGEMENTS DE COURS D'EAU SUR LES POPULATIONS PISCICOLES

3.1 Méthode d'évaluation de l'espace vital

3.1.1. Analyse en coupe transversale

On a pu mesurer les paramètres largeur et profondeur à l'aide de diverses coupes transversales. On a pu constater que la profondeur maximale constitue en particulier un excellent point de référence pour l'évaluation de l'hétérogénéité de l'espace vital [8,9]. Les mesures de coupes transversales doivent être exécutées lors d'un débit de basses eaux moyen. Pour les deux paramètres largeur et profondeur maximale, les écarts standard (s) et les coefficients de variation VC ($VC = s / \text{valeur moyenne} (100)$) sont calculées.

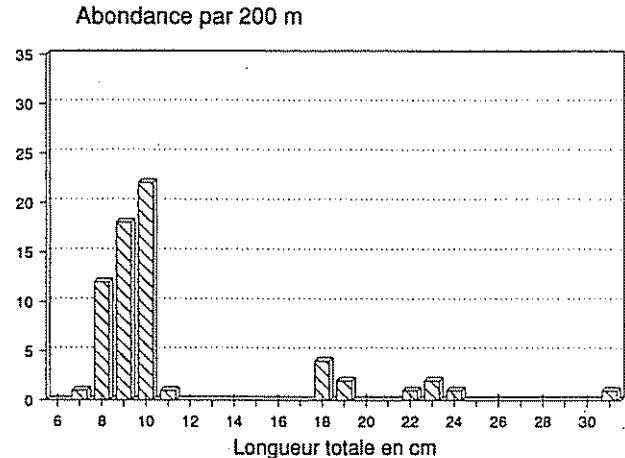


Fig. 7b
Histogramme des fréquences de longueur des truites fario dans le tronçon aménagé

3.1.2. Analyse des microhabitats

Lors d'un débit de basses eaux également, les abris des truites font l'objet d'un recensement qualitatif et quantitatif. On ne tient pas compte des abris des poissons de l'année (omission des habitats juvéniles), car cette classe d'âge présente des exigences très particulière et ne réagit pas encore aux réductions de la profondeur des cours d'eau. 17 types d'abris ont été distingués et la surface des abris est exprimée en % de la surface totale des cours d'eau. Lors d'une comparaison des abris de divers cours d'eau, il convient de tenir compte de la dynamique chronologique des microhabitats. Pour ce faire, toutes les analyses des abris doivent être effectuées à la même époque de l'année.

3.2 Comparaison des tronçons aménagés et non aménagés

Le procédé d'analyse suivant a été choisi pour huit cours d'eau du bassin versant du Lac des Quatre-Cantons. Grâce à des analyses de coupes transversales et des surfaces des abris, un tronçon aménagé et un tronçon non aménagé ont été comparés pour chaque ruisseau. La fig. 5 montre le changement des coefficients de variations de profondeurs maximales. Dans tous les huit ruisseaux, leur aménagement est responsable d'une baisse de l'hétérogénéité (exprimée par VC de Tmax) de l'espace vital. La modifications des microhabitats (abris) et de la biomasse des truites ressort de la fig. 6. Le tronçon non aménagé sert à nouveau de référence (=100 %), que l'on compare avec le tronçon aménagé. Dans tous les ruisseaux, la surface des habitats piscicoles est réduite dans les tronçons aménagés, dans les ruisseaux 1-5- même considérablement. Ces réductions massives des microhabitats vont de pair avec une nette baisse correspondante. En résumé, on relève, dans chacun des cours

Tableau 1
Comparaison tronçon naturel/aménagé (st=surface totale)

Paramètre	non aménagé	aménagé
Zones ombragées(% st)	85	0
profondeur maximale moyenne en cm	46	18
VC P_{max} %	58	29
VC largeur%	26	19
pools (% st)	12.5	2.9
abris (% st)	19.4	11.5
espèces de poissons	4	2
biomasse totale kg/ 200 m	17.9	2.5
nombre de poissons (toutes espèces)	666	113
Chevaines/200 m	448	0
Chabots/ 200 m	71	44
Evaluation du milieu naturel	varié	monotone

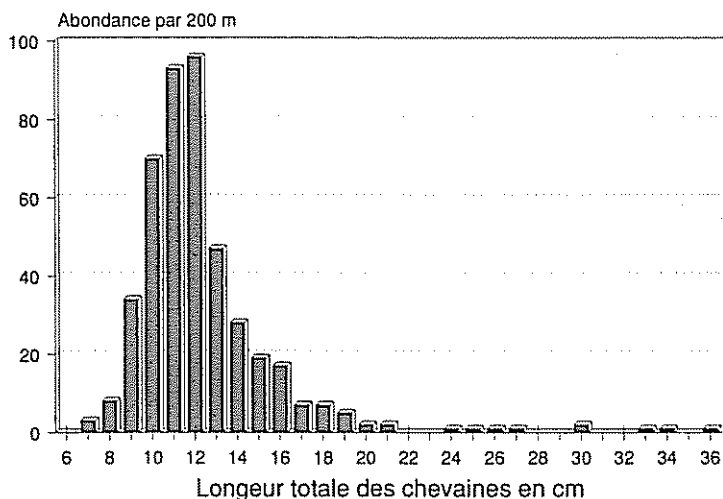


Fig. 8
Histogramme des fréquences de longueur des chevaines dans le tronçon naturel

d'eau modifiés par un aménagement, une moindre diversité de l'espace vital. Cette uniformisation entraîne une perte considérable des abris des poissons et une diminution de la densité des poissons (réduction de la biomasse).

3.3 Exemple du Chlausenbach

Le Chlausenbach se trouve dans le canton de Schwyz et se jette dans le lac de Lauerz. Dans la zone de l'embouchure, quelques centaines de mètres du ruisseau présentent un état semi-naturel. Dans le tronçon en amont, le ruisseau est toutefois aménagé et rectifié. Le tableau 1 documente quelques paramètres dans les tronçons aménagé et non aménagé. Pour pouvoir effectuer une bonne comparaison, les deux tronçons aménagés et non aménagés choisis se touchent.

La fig. 7a présente l'histogramme de fréquence de longueur des truites fario pour le tronçon non aménagé. L'histogramme correspondant pour le tronçon

aménagé est montré à la fig. 7b. La densité des truites est passée de 148 individus dans le tronçon non aménagé à 69 individus dans le tronçon aménagé, la biomasse s'est réduite de 6,0 kg à 1,9 kg. Cette baisse résulte des la diminution massive des surfaces d'abris. La réduction des microhabitats concerne toutes les classes de taille, cependant les truites > 14 cm en particulier. Dans le paragraphe 2.8, la relation "profondeur du cours d'eau par rapport aux truites grande dimension" a été soulignée. La profondeur moyenne de l'eau dans le Chlausenbach s'est réduite de 30 cm dans le tronçon non aménagé à 14 cm dans le tronçon aménagé et contribue ainsi pour une grande part à la faible fréquence de grosses truites.

Une autre espèce de poisson fortement par l'aménagement est le chevaine (*Leuciscus cephalus*). Si 448 chevaines se trouvent encore dans le tronçon semi-naturels (fig. 8), ils ont complètement

disparu de la partie aménagée.

La deuxième espèce manquante dans le deuxième tronçon aménagé est l'anguille.

L'exemple de Chlausenbach montre clairement que les aménagements conventionnels de ruisseaux peuvent modifier et uniformiser fortement les espaces vitaux des poissons. Il s'ensuit des éliminations complètes d'espèces, tandis que d'autres présentent une modification importante de la composition de la population (net changement de la longueur et donc de la structure des âges des truites fario).

4. PERSPECTIVES

La diversité morphologique et un débit suffisant représente les conditions essentielles pour des habitats piscicoles de qualité, comme nous l'avons démontré précédemment. Pour permettre la survie d'une espèce dans un cours d'eau, il importe de satisfaire les exigences en matière d'habitat de tous les de vie des poissons. La sauvegarde de l'espace vital naturel représente la base de la sauvegarde d'une espèce. Le cycle de vie de la truite fario et la diversité des habitats nécessaire a été démontré ici par analogie pour d'autres poissons, mais aussi pour un écosystème doté d'un bon fonctionnement.

Il conviendra de respecter l'état des cours d'eau encore intacts. Dans les cours d'eau fortement perturbés, il faudra éliminer les habitats létaux dans la perspective d'une revitalisation et d'une restructuration. Pour ce faire, on veillera à ce qu'un cours d'eau et sa vallée forment une unité écologique inséparable. Une revitalisation doit donc être étendue aux abords de cours d'eau et tenir compte des situations particulières propres au bassin versant des cours d'eau.

- [1] White R.J. and O.M. Brynildson, (1967): Guidelines for Management of Trout Stream Habitat in Wisconsin. Wisconsin Dept. Nat. Resources Tech. Bull. no. 39, Madison, WI
- [2] Baltz D.M., (1990): Autecology. In Methods for Fish Biology, edited by C.B. Schreck and P.B. Moyle, American Fisheries Society, Bethesda, 585-607.
- [3] Reiser D.W. and R.T. Peacock, (1985). A technique for assessing upstream fish passage problems at small-scale hydropower developments, in F.W. Olson et al., editors. Symposium on small hydropower and fisheries. American Fisheries Society, Bethesda, 423-432.
- [4] Everest F.H. et al., (1985): Salmonids, 199-230. In Management of Wildlife and Fish Habitats in Forests of Western Oregon and Washington. Part 1, E.R. Brown, editor. United States Department of Agriculture.
- [5] Reiser D.W. and T.C. Bjornn, (1979). Habitat Requirements of Anadromous Salmonids. In Influence of Forest and Rangeland Management on Anadromous Fish Habitat in the Western United States and Canada. W. R. Meehan, Editor, 54 p.
- [6] Kalleberg H., (1958): Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* L. and *S. trutta* L.). Inst. Freshw. Res. Drottningholm Rep. 39, 55-98.
- [7] Elliott J.M., (1989): Mechanisms responsible for population regulation in young migratory trout, *Salmo Trutta*. I. The critical time for survival. *J. Animal Ecology*, 58, 987-1001.
- [8] Jungwirth M., (1981): Auswirkungen von Fliessgewässerregulierungen auf Fischbestände am Beispiel zweier Voralpenflüsse und eines Gebirgsbaches. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, p. 104.
- [9] Peter, A., (1986): Abgrenzung zwischen Fisch- und Nichtfischgewässern. Bundesamt für Umweltschutz, Bern. Schriftenreihe Fischerei, Nr. 45, p. 55.

LES EFFETS DES INTERVENTIONS TECHNIQUES SUR LES INVERTÉBRÉS DES COURS D'EAU ALPINS

JÜRIG BLOESCH

1. INTRODUCTION

Jusqu'à peu de temps, la protection des eaux en Suisse s'est limitée à la construction de stations d'épuration, comme on se contentait alors de lutter contre la charge chimique polluante des eaux usées et contre son effet sur les êtres vivants (systèmes de saprobiens [15]), autrement dit de la "protection des eaux qualitative"; voilà pourquoi le degré de raccordement de la population à une station d'épuration est particulièrement élevé dans les régions alpines. Cependant, depuis peu, on se préoccupe également du volume et de la dynamique d'écoulement, lesquels peuvent exercer une influence notable sur la morphologie et la biologie des cours d'eau. En outre, ces facteurs peuvent subir de profondes modifications dues à des interventions techniques telles que l'utilisation de l'eau et des ouvrages hydrauliques ("protection des eaux quantitative"). Voilà pourquoi la protection des eaux moderne pourrait également se nommer "protection des eaux intégrale", car elle tente de considérer les eaux comme des milieux naturels entiers, au lieu de se limiter à certains aspects. Cette attitude se retrouve également dans le projet de la nouvelle loi sur la protection des eaux (article 1 sur le but), qui mentionne pour la première fois la sauvegarde des espaces vitaux des animaux et des plantes de nos régions, et où l'exploitation par l'homme est reléguée à l'arrière-plan.

2. LES EFFETS DES INTERVENTIONS TECHNIQUES SUR LES BIOCÉNOSES DES INVERTÉBRÉS

Dans le torrent de montagne naturel, l'écoulement dans le lit se répercute sur la biologie du cours d'eau et de ses environs, par une combinaison compliquée d'effets qui relèvent de la morphologie, de la physique (en particulier le courant) et de la chimie. Il va de soit que la complexité de cette combinaison d'effets démontre combien les connaissances scientifiques dans ce domaine sont encore lacunaires et rend donc dé-

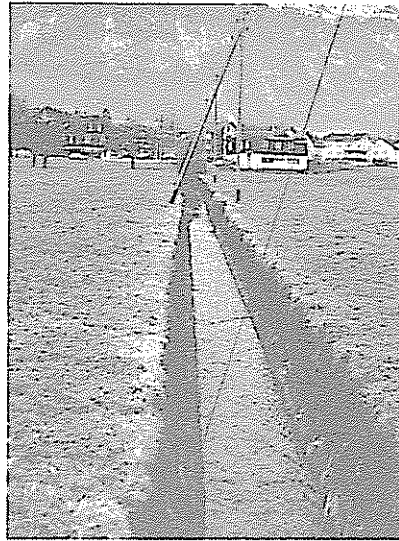


fig. 1: Chli Schlierli (OW).

A gauche: aménagement des bords et du fond.

A droite: tronçon semi-naturel (référence), en aval.

licate la résolution de problèmes des débits résiduels adéquats et des aménagements semi-naturels.

Une base possible pour l'étude des effets des interventions techniques sur les biocénoses dans les eaux courantes consiste à comparer un tronçon de référence présentant une biocénose naturelle, et un tronçon perturbé, avec une biocénose déséquilibrée. On supposera toutefois que les deux tronçons sur lesquels porte l'étude comparative appartiennent au même type de cours d'eau et au même niveau d'altitude zoogéographique, donc qu'il ne sont pas trop distants l'un de l'autre. A ce propos, la question de la définition de l'état de référence se pose, car l'état "primitif", intact, a disparu de nos paysages agricoles civilisés, à l'exception des vallées alpines les plus reculées et ne constitue donc plus une base pour un travail de

recherche scientifique. Dans la pratique, nous devons, le plus souvent, nous contenter d'une référence "semi-naturelle". Une autre difficulté réside dans le fait que la plupart du temps, nous devons évaluer plusieurs interventions en même temps.

Quatre exemples de telles études comparatives, menées en Suisse centrale, montrent les effets possibles des interventions techniques sur la biocénose des invertébrés:

1) Le fond et les bords du **Chli Schlierli** (fig. 1), fortement aménagés, représentent un substrat extrêmement artificiel, ce qui occasionne une forte réduction du nombre d'espèces, de la densité des animaux et de la biomasse (voir fig. 2). Seulement quelques algues vertes filamenteuses et certaines mousses peuvent s'accrocher aux parois de

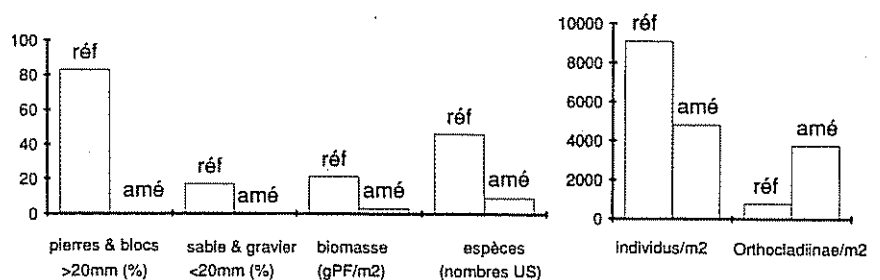


fig. 2: Chli Schlierli (OW):

Substrat, biomasse benthique, nombre d'unités systématiques, total des individus et nombre d'Orthocladinae (Chironomides) dans le tronçon semi-naturel et le tronçon aménagé.

béton, dans lesquelles toutefois, outre quelques rares organismes qui ont subsisté par hasard, des ubiquistes comme les Chironomides (Orthocladiinae) peuvent se rencontrer en masse. Ces animaux se nourrissent du détritus, qui s'amoncelle dans ce tapis végétal. En règle générale, on peut en conclure que de tels aménagements massifs ne détruisent pas entièrement la biologie, mais ils entraînent la disparition d'une biocénose stable, capable de remplir une fonction et conforme à l'emplacement.

2) Le Gerisbach a été fortement aménagé par des structures transversales, avec lesquels ont été créés des trous d'eau avec triage de gravier et extension de l'espace vital aquatique (fig. 3). Voilà pourquoi le tronçon aménagé renferme un nombre élevé d'espèces, ainsi qu'une densité des animaux et une biomasse importantes (fig. 4). On constate toutefois qu'une population naturelle (>100 individus/m²) de l'espèce *Gammarus fossarum*, qui remplit une fonction non négligeable, manque aussi bien dans le tronçon aménagé que dans le tronçon de référence naturel en amont. Dans le cas présent, il faut attribuer ce fait aux structures transversales massives, car d'autres motifs (pollution par des eaux usées, acidification, interruption du débit par un pompage trop intense de la nappe souterraine [13]) ne peuvent être envisagés dans le Gerisbach. De hauts paliers rendent difficile ou même impossible les mouvements migratoires des invertébrés.

3) L'Aa de Sarnen en aval du lac de Wichel n'a pas seulement subi un aménagement massif (fond et berges), elle présente aussi un tronçon de débit résiduel extrême (fig. 5). Dans le tronçon perturbé, nous trouvons un nombre d'espèces, des densités d'individus et des biomasses réduits, qui atteignent toutefois la diversité et l'ordre de grandeur du tronçon de référence en amont du lac de Wichel (fig. 6). L'appauvrissement de tronçon de débit résiduel dépend étroitement de la saison, car divers facteurs (pas d'eau, vitesse de courant modérée, grande crue, aménagement massif du fond) alternent ou renforcent mutuellement leurs effets. La canalisation ne produit guère d'effet sur la biocénose du benthos, mais elle n'en affecte



fig. 3: Gerisbach (OW).
A gauche: aménagement transversal.
A droite: tronçon semi-naturel (référence), en amont.

que plus les poissons [14]. On peut démontrer à l'aide des Ephéméroptères, que le substrat manquant (aménagement du fond!) supprime le milieu vital des espèces fouisseuses et rampantes (fig. 7); l'absence de courant (débit résiduel!) empêche la présence de formes nageuses (seulement *Baetis*, qui présente un très large éventail de types de vie [10], peut se maintenir); on ne peut guère s'attendre à de nombreuses espèces d'Ephéméroptères torrenticoles (seules ont été trouvées quelques *Heptagenia*, qui se rencontrent uniquement dans les rivières). En règle générale, on peut affirmer que des aménagements massifs du fond (destruction de l'interstitial), des débits résiduels insuffisants (manque de courant, dessèchement) et un débit régulier interrompu (entrave aux drifts) déciment de manière significative les larves des insectes spécialisés (ici Ephéméroptères).

4) La Muota, qui coule dans une région karstique avec infiltrations naturelles et émergence de sources, présente, outre une rectification, des zones de

débit résiduel extrême (fig. 8). Nos tronçons de référence étaient influencés soit par l'apport d'eau de source, ou par le flux des usines hydrauliques en amont, ce qui montre bien la difficulté de trouver des tronçons de référence adéquats. C'est ainsi qu'on n'a pu enregistrer aucune différence claire entre la référence et le tronçon de débit résiduel avec écoulement (fig. 9); tandis que la diversité (nombre d'espèces) semblait la même, les densités animales et la biomasse des tronçons perturbés accusaient une légère baisse. [2] a toutefois démontré que le tronçon de débit résiduel asséché ne présente aucun peuplement jusqu'à 4 m de profondeur. Certes, on a pu assister après une crue à une nouvelle colonisation rapide, induite par l'incursion d'animaux des tronçons situés en amont du cours d'eau, mais une biocénose aux structures modifiées par rapport au tronçon de référence s'est installée, avec une apparition en masse d'espèces-pionniers [2,3].

En résumé, les conséquences de lourdes interventions techniques sur la bio-

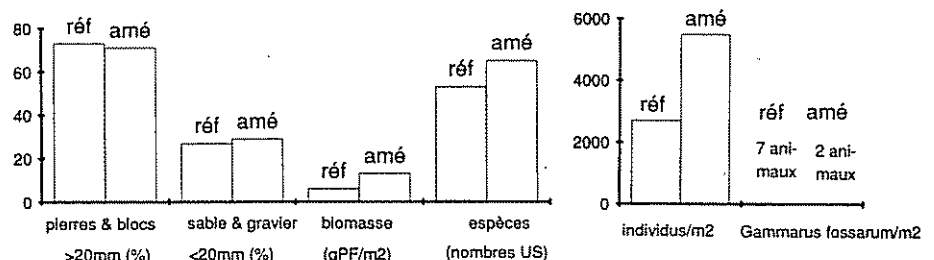
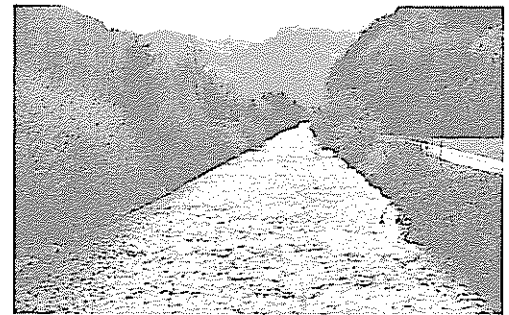


fig. 4: Gerisbach (OW).
Substrat, biomasse benthique, nombre d'unités systématiques, total des individus et nombre de *Gammarus fossarum* (gammarides) dans le tronçon semi-naturel (référence) et dans le tronçon aménagé.



fig. 5
Sarner Aa (OW).
A gauche: aménagement des bords et du fond, période asséchée du tronçon de débit résiduel ;
à droite: situation avec débit résiduel.



logie des cours d'eau peuvent se décrire comme suit: les aménagements du fond continus et les structures transversales élevées produisent les effets les plus sensibles sur la faune des rivières. En effet, l'interstitial n'offre plus de refuges, les drifts et les remontes deviennent impossibles, la continuité est interrompue. Les conséquences des aménagements en longueur (rectification) s'avèrent, en revanche, moins sérieuses pour les invertébrés (bien que l'accélération du débit modifie le modèle de courant de même que la structure du fond), à moins que des modifications des berges interrompent le cycle de développement biologique [16,7]. Dans les tronçons de débit résiduel, le benthos subit avant tout l'influence d'un courant réduit, lié à un colmatage du fond, l'apparition d'algues et/ou des déficits

en oxygène sporadiques ainsi que du manque de charriage de matériaux. La faune riche des larves d'insectes habitantes des courants est remplacée par une prédominance monotone des Chironomides. De plus, les modifications de la flore des berges, dues à des baisses du niveau de la nappe souterraine et à l'absence d'inondations périodiques, peuvent se répercuter sur les populations d'invertébrés. En effet, de nombreuses espèces déposent leurs oeufs sur les rives et y passent des phases de leur cycle de développement: en cas d'assèchement, sans eau souterraine en surface, aucune survie n'est possible et la continuité est interrompue.

Il convient toutefois d'observer une certaine prudence en énonçant des règles, car la nature crée parfois des surprises.

3. CONCLUSIONS POUR LA PRATIQUE

Chaque problème de protection des eaux débouche dans la pratique sur un conflit d'intérêts avec l'exploitation de l'eau. Trouver un compromis est avant tout l'affaire des autorités et des politiciens. Le limnologue, dans son rôle de spécialiste, s'efforce de fournir si possible des critères de décision objectives et scientifiques. Voilà pourquoi on ne peut pas attendre de lui des compromis à ce stade, et si des conclusions motivées par des considérations d'ordre biologique et des ébauches de solutions peuvent sembler extrêmes à certains, ce n'est cependant pas le cas.

La réponse aux problèmes posés par des interventions techniques, tels que des aménagements étendus et des débits résiduels insuffisants peut être donnée par la formule "revitalisation des cours d'eau" ou "rétablissement des conditions naturelles des cours d'eau". La revitalisation ou rétablissement des conditions naturelles signifie rendre aux cours d'eau fortement aménagés, dans la mesure du possible, leur état "naturel", donc "la somme de toutes les mesures visant à transformer les structures artificielles en place, de sorte que l'état ultérieur se rapproche de l'état naturel." Dans la pratique, un génie hydraulique proche de la nature se définit comme suit: les ouvrages d'une nécessité incontestable (protection contre les inondations, utilisation énergétique, irrigation, assainissement), doivent être intégrés comme des barrières de sécurité en respectant dans la mesure du possible la liberté naturelle du ruisseau ainsi que le paysage. Une biographie importante [12], [1], [8] traite de la mise en pratique de ce principe.

La notion de revitalisation peut être également étendue au régime d'écoulement pour les tronçons de débit résiduel. On peut se demander quelles conditions hydrauliques doivent être remplies pour atteindre les objectifs de protection des eaux, afin d'assurer la survie d'une bio-

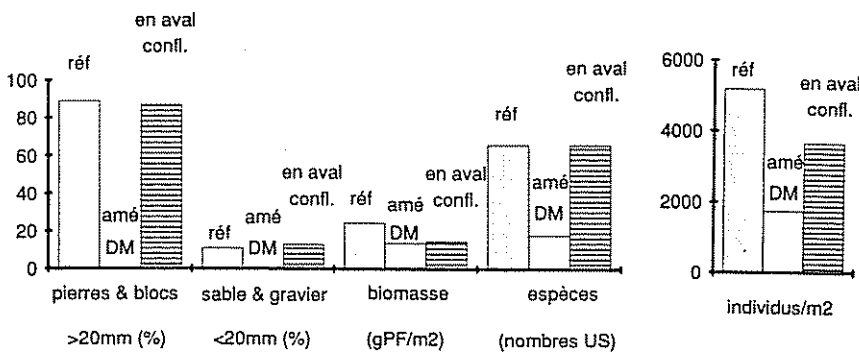


fig. 6
Sarner Aa et Gross Schliere (OW). Substrat, biomasse benthique, nombre d'unités systématiques et total des individus dans le tronçon de référence, le tronçon de débit minimum et dans le tronçon en aval du confluent avec le Gross Schliere.

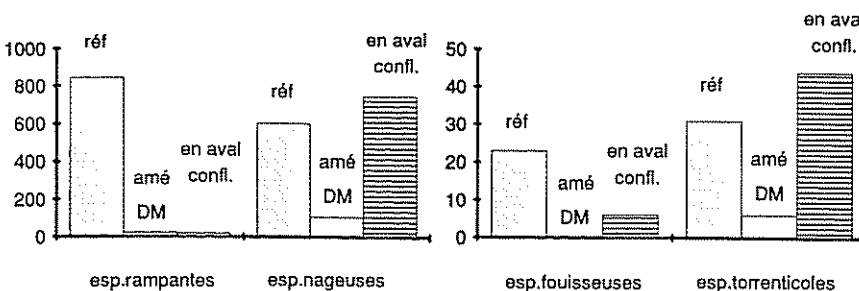


fig. 7
Sarner Aa et Gross Schliere (OW). Nombre de larves d'éphéméroptères fousseurs, rampants, nageurs et torrenticoles dans le tronçon de référence, le tronçon de débit minimum et dans le tronçon en aval du confluent avec le Gross Schliere.

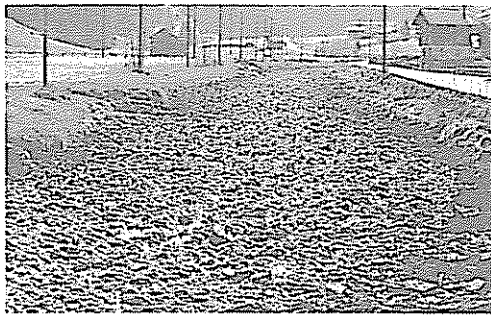


fig. 8
Muota (SZ). A gauche: rectification d'un tronçon asséché de débit résiduel. à droite: situation avec débit résiduel.

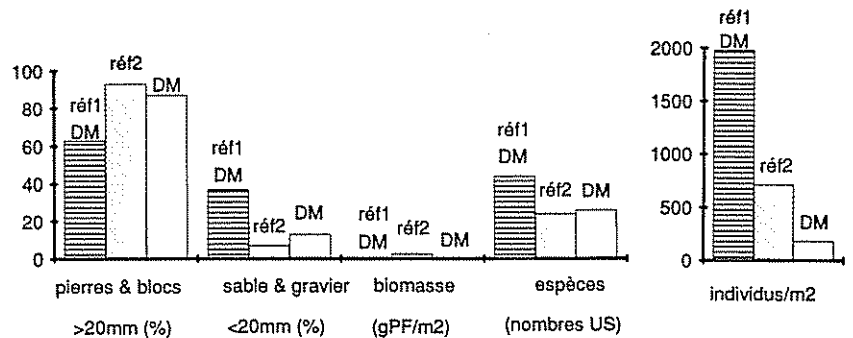


cénose naturelle. Un débit résiduel d'environ Q_{300} représentera dans de nombreux cas la limite acceptable d'un point de vue écologique [4], [5], [6], [9], [11]. La signification biologique de la norme hydrologique Q_{300} apparaît dans le fait que les débits, considérés sur toute une année, approchent la plupart du temps ce niveau, les êtres vivants des cours d'eau sont donc adaptés à un retour de ce débit à intervalles réguliers et à une stabilisation de celui-ci durant des périodes prolongées. Les périodes de basses eaux ainsi que les crues sont une nécessité écologique; c'est pourquoi les dosages des débits résiduels conformes à l'environnement doivent simuler autant que possible la dynamique d'écoulement naturelle.

Nos études ont démontré que les interventions techniques ne portent pas seulement atteinte aux poissons (dont l'utilité saute aux yeux), mais également à la faune benthique peu apparent. (On se souvient peut-être que les invertébrés occupent une position centrale dans le fig. 9

système saprobien et de l'évaluation biologique d'un cours d'eau). L'extinction d'un insecte ne suscite guère d'émotion, mais ce problème est soumis à des critères éthique et donc subjectifs, à l'instar de la destruction du paysage traversé par un cours d'eau naturel. Cependant, il existe aussi à mon avis des critères scientifiques pour l'interprétation de la disparition d'espèces d'insectes. Un jour, les interactions complexes de la communauté vivante peuvent s'effondrer si ce processus se répète assez souvent pour certaines espèces et que les espèces disparues ne soient pas (ou ne

puissent pas être) remplacées par de nouvelles dans leur fonction. En fait, la destruction sur une grande surface de complexes écologiques anéantit les fondements de l'existence humaine. Finalement, l'extinction de chaque espèce provoque la perte irréversible d'un potentiel génétique, de telle sorte que l'évolution subit une influence aux conséquences imprévisibles. Autant de raisons pour traiter ce thème avec tout le sérieux qu'il mérite et pour considérer les cours d'eau comme des écosystèmes plutôt que de simples systèmes d'écoulement.



Muota (SZ). Substrat, biomasse benthique, nombre d'unités systématiques et total des individus dans 2 tronçons de référence et le tronçon de débit résiduel.

La référence 1 (Riedblätz) située en amont du prélèvement d'eau est influencée par le flux de l'usine hydraulique en amont, la référence 2 (Zwingsbrügg) en aval du prélèvement d'eau est influencée par l'apport d'eau de source et tarie quand les précipitations manquent.

[1] Begemann W. & H.M. Schiechl (1986): Ingenieurbioogie. Handbuch zum naturnahen Wasser- und Erdbau. Bauverlag Wiesbaden, 216 pp.

[2] Bernegger J.-C. (1990): Der Einfluss von trockengelegten Restwasserstrecken auf die Benthosbesiedlung am Beispiel der Muota. Diplomarbeit EAWAG/ETHZ, 87 pp.

[3] Bernegger J.-C. & Bloesch J. (1992): Der Einfluss der Trockenlegung einer Restwasserstrecke auf die Invertebraten-Besiedlung eines unbelasteten Bergbaches (Muota SZ). Wasser, Energie, Luft 84: Im Druck.

[4] Bloesch J. (1989): Integraler Gewässerschutz: Angemessene Restwassermengen aus ökologischer Sicht. Wasser, Energie, Luft 81: 345-347.

[5] BUNDI et al. (1989): Wasserentnahme aus Fließgewässern: Gewässerökologische Anforderungen an die Restwasserführung. Kurzbericht der Restwassergruppe EAWAG über eine Studie zur Erarbeitung ökologischer Kriterien für die Beurteilung und das Festlegen von Restwassermengen in Fließgewässern. Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 110, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

[6] Büttiker B. (1982): Anforderungen an die Restwassermenge aus Sicht der Fischerei. In: Schlussbericht der interdepartementalen Arbeitsgruppen Restwasser (Akeret-Bericht), Bern.

[7] Frutiger A. (1992): Oekosystem „Fließgewässer“. EAWAG Mitteilungen Nr. 32: 4-9.

[8] Göldi Ch., A. Hofmann & H. Niederer (1989): Naturnaher Wasserbau - Fließgewässer als Lebensraum. Gas-Wasser-Abwasser 69: 369-380.

[9] Hainard et al. (1987): Wasserentnahme aus Fließgewässern: Auswirkungen verminderter Abflussmengen auf die Pflanzenwelt. Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 72, Bundesamt für Umweltschutz (BUS), Bern.

[10] Hefti D., I. Tomka & A. Zurwerra (1985): Recherche autoécologique sur les Heptageniidae (Ephemeroptera, Insecta). Bull. Soc. Ent. Suisse 58: 87-111.

[11] Kiefer B. & U. Schälchli: Festlegung ökologisch angemessener Restwasserabflüsse. Pilotprojekt der Kraftwerke Brusio AG im oberen Puschlav. Wasser, Energie, Luft: 83: 261-264.

[12] Lange G. & K. Lecher (1986): Gewässerregulierung, Gewässerpflege: Naturnaher Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässern. Paul Parey Hamburg, 288 pp.

[13] Meijering M.P.D. & H.G. Pieper (1982): Die Indikatorbedeutung der Gattung Gammarus in Fließgewässern. Decheniana - Beihefte (Bonn) 26: 111-113.

[14] Peter A. (1992): Ansprüche von Fischen an die Morphologie und Hydrologie der Bäche. EAWAG Mitteilungen Nr. 32: 9-13.

[15] Sladeczek V. (1973): System of water quality from the biological point of view. Arch. Hydrobiol. Beiheft 7, Ergebnisse der Limnologie, E. Schweizerbart, Stuttgart, 218 pp.

[16] Timm T. (1990): Die Bedeutung der Eiablage für die Besiedlung von Fließgewässern dargestellt am Beispiel der Kriebelmücken. Ber. Deutsche Ges. Limnol. Essen, 355-359.

PROTECTION DES COURS D'EAU LORS DE PRÉCIPITATIONS

ETUDE DU CAS DE FEHRALTORF/ZH

EFFETS DE SYSTÈMES D'ÉCOULEMENT DES EAUX USÉES PAR "À-COUPS" ("ÉVACUATION D'EAUX MIXTES")
SUR LES PETITS COURS D'EAU D'APRÈS L'EXEMPLE DE LA LUPPMEN, FEHRALTORF/ZH

JÖRG LANGE, SONJA GAMMETER, VLADIMIR KREJCI & WOLFGANG SCHILLING¹

1. INTRODUCTION

1.1 Genèse des bassins de rétention d'eau mixtes

Les principales zones bâties de Suisse connaissent un système unitaire d'évacuation des eaux usées. La protection des eaux traditionnelle consistait à réduire les dommages visibles (par exemple retenue des matières grossières) et à obtenir une dilution maximale des eaux usées par l'eau de pluie au cours de l'évacuation d'eaux mixtes.

Dans le présent article, il sera question, contrairement à l'usage courant, d'eaux mixtes au lieu d'eaux pluviales (bassins de rétention, écoulement), car ce terme correspond mieux à la réalité et provoque moins de confusions chez les non-initiés.

Ces eaux usées diluées passaient pour relativement propres. C'est seulement dans les années soixante et septante, lorsque le charriage de substances dans les eaux pluviales des agglomérations fut étudié plus en détail aux USA, que l'on commença à quantifier les charges polluantes entraînées lors du déversement des eaux usées dans les cours d'eau.

On mesura également leur évolution chronologique (flot de rinçage, apport de matières solides, charge de métaux lourds, etc.)

En Suisse également, on tenta de tenir compte de ces découvertes: les recommandations émises par l'ancien Office fédéral pour la protection de l'environnement [1] déterminent les conditions d'utilisation et établissent des prescriptions pour la dimension de bassins d'eaux mixtes (bassins de rétention, bassins de décantation, bassins confinés, canaux de réception). On a émis l'hypothèse que la protection des eaux lors de précipitations n'est efficace qu'en cas de réduction de la fréquence des décharges d'eaux mixtes ("des bassins plus grands = meilleure protection des eaux"). Dans l'esprit de l'ordonnance sur le déversement des eaux usées [2], l'état des eaux réceptrices (selon la valeur caractéristique de décharge U) devrait être mieux pris en compte. Dans la pratique, ces recommandations ont amené une large extension de bassins d'eau mixtes plus ou moins uniformes avec une contenance d'env. 20 à 30 m³ par ha_{red}, mais elle n'ont guère incité à prendre des mesures différenciées, plus aptes à la protection des cours d'eau [7].

1.2 Les bassins de rétention d'eau mixtes remplissent-ils leur tâche?

A l'heure actuelle, quelque 50 bassins de rétention d'eau mixtes avec une contenance totale de 20'000 m³ sont construits par an en Suisse. Les coûts de construction spécifiques s'élèvent à au moins 3'000 FS/m³.

Les bassins construits jusqu'ici ont une contenance totale de 500'000 m³, ce qui correspond à la moitié des besoins, selon l'état actuel de la technique d'épuration. On peut en conclure que la question de l'efficacité des bassins d'eaux mixtes n'est pas à négliger en Suisse, également d'un point de vue économique.

Le groupe hydrologie urbaine de l'EAWAG examine, dans le cadre du "projet intégré d'hydrologie des agglomérations, Fehraltorf" si les investissements dans les futurs bassins d'eaux mixtes servent leur véritable objectif, à savoir la protection des cours d'eaux suisses. Cette problématique est incluse dans un programme plus vaste, qui devrait permettre de développer un principe global pour une évacuation moderne des eaux des agglomérations. La question se pose en effet de savoir de quels

¹ En plus des auteurs de cet article, nous remercions leur collègues du groupe d'hydrologie des agglomérations – Marlis Bernauer, Rolf Fankhauser, Matthias Grottker, Radovan Haloun, Lei Jianhua und Axel Wieland – pour leur contribution importante au projet décrit ici.

Remarques d'un participant, travaillant dans un bureau au canton de Jura bernois

Depuis plusieurs années se pose la question de la concurrence entre bureaux privés et institutions de recherche soutenues par l'état. En fait, si ces institutions doivent répondre à un besoin bien compréhensible de rentabilité, cela ne signifie pas forcément, du point de vue des écologues, qu'elles doivent prendre des mandats de recherche appliquée. Par contre, les recherches de base ou fondamentales ne peuvent pas être réalisées dans les bureaux privés qui attendent alors beaucoup des grandes institutions. Notre bureau effectue de nombreuses recherches sur la qualité biologique et chimique des cours d'eau (surtout dans le cadre d'EIE, Etude d'impact sur l'environnement) pour les routes nationales) et nous avons mis au point un mode de représentations des résultats d'analyses que nous espérons abordable par toutes les personnes dans les offices. Un point nous laissait toutefois insatisfait: la représentation de la structure générale du lit. L'exposé du Dr Peter nous a permis de prendre connaissance d'une méthode autrichienne, utilisée et testée à l'EAWAG pour quantifier ce paramètre. Nous n'aurions pas pu nous-même investir le temps nécessaire à la développer. A l'inverse nos travaux dans la pratique nous laissent en possession de données biologiques et chimiques sur plus de 30 ruis-



seaux de la région karstique du Jura. Cet exemple montre une complémentarité intéressante des travaux de ces deux types d'institution. Elle devra être développée par le dialogue, l'échange de données et l'accès à ces données qui font pour l'instant souvent défaut. Les colloques par thème permettent en partie de combler ces lacunes.

Rudolf Hauswirth,
bureau NATURA (Etudes en biologie appliquée, 2722 Les Ruessilles), membre de l'association Suisse des Ecologues Professionnels (ASEP/OeSV).

composants il faut tenir compte pour une planification adéquate de l'évacuation des eaux usées et quels sont les possibilités d'intégration optimale des mesures techniques (par exemple construction de bassins d'eaux mixtes). Les recherches s'articulent autour d'événements examinés dans le cadre de l'étude sur la Glatt [3,5]. En complément de celle-ci, il conviendra d'établir également des critères écologiques permettant une évaluation du cours d'eau ainsi qu'une formulation des objectifs.

Dans les recherches effectuées jusqu'ici (Lausanne 1987, Osaka 1990 et Wageningen 1986/89) ces points ont toujours été négligés.

1.3 Les conséquences des évacuations d'eaux pluviales sur le plan écologique

L'expérience limnologique enseigne que la diversité biologique des eaux "naturelles", provient de la somme de caractéristiques physiques, chimiques, hydrologiques et morphologiques. Les différentes structures morphologiques président à la formation d'une mosaïque d'espaces vitaux qui abritent une flore et une faune correspondantes dotées d'un potentiel d'adaptation variable. Voilà pourquoi les interventions dans la morphologie d'un cours d'eau se soldent toujours par une modification, souvent une réduction de l'occupation.

Abstraction faite des événements de portée extrême, les crues ne constituent

Effets sur les substances	Effets hydrauliques
<p>aigu:</p> <ul style="list-style-type: none"> ♦ consommation d'oxygène ♦ concentration toxiques de NH₃ (aussi NO₂, métaux lourds, pesticides, etc.) <p>chronique:</p> <ul style="list-style-type: none"> ♦ Dépôt de sédiments avec fets toxiques, eutrophisants ou consommation d'O₂ 	<p>aigu:</p> <ul style="list-style-type: none"> ♦ Vitesses de courant accru ♦ Charriage de matériaux ♦ Abrasion due au transport de fines particules <p>chronique:</p> <ul style="list-style-type: none"> ♦ Dépôt de matériaux solides ou de sable fin, colmatage des pores de l'hyporhéal

fig. 2
Effets hydrauliques et sur les substances contenues dans les eaux produits par les évacuations d'eaux mixtes sur le milieu naturel des cours d'eau.

Le système d'écoulement des eaux usées usuel en Suisse

Par temps sec, dans la plupart des zones d'habitation suisses, la totalité des eaux usées passe par une station d'épuration. De là, elles parviennent aux "drainages" naturels (ruisseaux, rivières, lacs). Les concentrations de substances contenues dans les écoulements des stations d'épuration obéissent à une réglementation stricte. Pour la situation par temps sec dans les cours d'eau (Q_{347}), il existe des indications concernant les concentrations admises [2]. En cas de pluie (env. 10 % sur une durée annuelle), l'eau des précipitations qui s'écoule des toits et des routes de nos zones d'habitations, s'accumule avec les eaux usées dans les réseaux de canalisation. On qualifie cette forme d'évacuation des eaux de système mixte (env 80 % des zones d'habitations connaissent cette formule). Le volume d'eau qui s'écoule à travers notre réseau de canalisation par forte pluie, peut être de 100 fois supérieur à l'écoulement par temps sec. Aucune station d'épuration ne peut faire face à une telle quantité, non seulement pour des raisons économiques, mais aussi techniques. Le plus souvent, on ne peut traiter que le double du débit par temps sec, et lorsque la pluie survient, ce volume ne tarde pas à être dépassé. Le trop-plein d'eau doit être évacué dans des drainages. C'est ici que surgit le vrai conflit d'intérêt: d'une part, on voudrait évacuer les eaux pluviales aussi vite que possible, afin d'éviter des retenues entraînant des inondations. D'autre part, on désire empêcher ou du moins limiter la pollution des eaux occasionnée par les eaux mixtes provenant des canalisations. Selon un principe fondamental de la technique de drainage, il importe, pour la protection des eaux, de réduire l'apport de substances polluantes (durée, fréquence, composition). Pour ce faire, la mesure usuelle consiste à

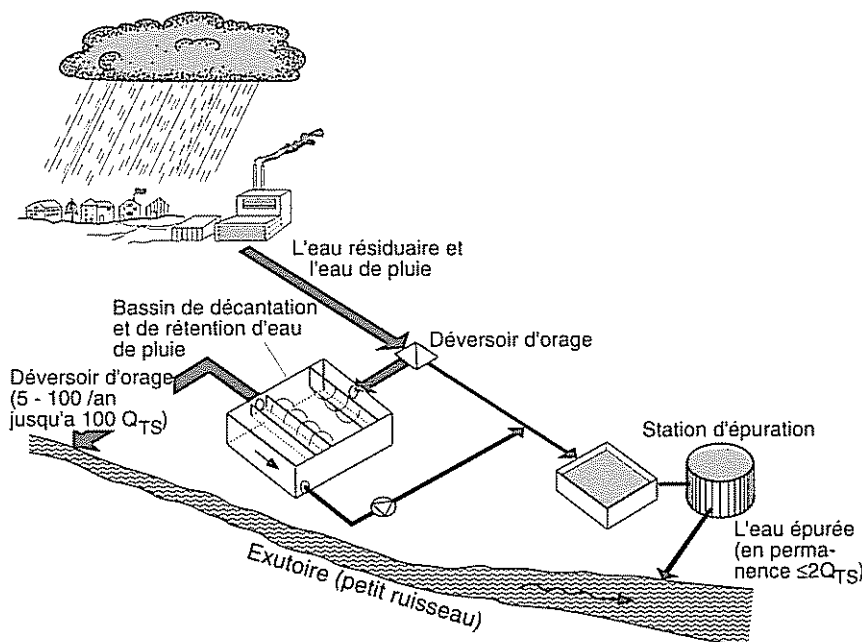


fig. 1
Système d'écoulement des eaux usées usuel en Suisse
Par temps de pluie, un écoulement d'un volume de 100 fois supérieur à celui par temps sec peut passer par une station d'épuration avant de se déverser dans un cours d'eau.

construire des bassins de rétention d'eau de pluie (plus exactement bassins d'eaux mixtes). La taille des bassins détermine donc le volume et la fréquence d'eaux mixtes qui se déversent dans les cours d'eau. La composition de ces écoulements montre des variations considérables et représente une charge polluante plus ou moins importante pour les eaux.

APERÇU DE LA SITUATION INTERNATIONALE

Un bref examen de la situation au-delà des frontières de la Suisse démontre que la protection des eaux en temps de pluie reste un problème en suspens, auquel on tente de remédier par les mesures les plus diverses. En Allemagne, à l'instar de la Suisse, on continue de construire des bassins d'eaux mixtes. Aux Pays-Bas, des réseaux de canalisations d'un gros calibre fournissent un volume de rétention appréciable et on tend vers une meilleure utilisation de la capacité de stockage existante. Aux USA, seules les anciennes agglomérations possèdent des canalisations unitaires (pour 25 % de la population). Les mesures prises sont très diverses. Pour l'heure, on se contente d'étudier l'état actuel. L'Angleterre déplace souvent le problème de la pollution vers la mer, tirant ainsi parti de sa configuration insulaire ("deep sea outfalls"). Dans le Sud et l'Ouest de l'Europe, la problématique de la situation par temps sec est encore prédominante: des stations d'épuration en état de marche manquent dans de nombreux endroits. Seule la Scandinavie connaît une panoplie de mesures différenciées, bien que le nombre des systèmes unitaires s'avère modeste. Enfin, dans les plupart des pays en voie de développement, les canalisations quelle soit leur forme, restent inexistantes. Il convient de se demander si, à l'avenir, le développement devra suivre le même déroulement que celui des pays industrialisés, ou si l'on parviendra à appliquer de nouvelles stratégies pour éviter le déversement d'eaux usées dans les cours d'eau. (Cf. Schertenleib [9]).

pas une catastrophe pour les organismes d'un ruisseau, mais elles assument au contraire des fonctions importantes. Des crues occasionnelles avec charriage de matériaux nettoient le fond. Elles le libèrent de fins sédiments qui sinon colmatent peu à peu la couche poreuse hyporhéale¹ ou intersitial hyporhéique. Ces espaces poreux jouent un rôle important, car il servent de "habitat" pour de nombreux jeunes habitants des cours d'eau, comme les truites (v. art. d'Armin Peter, p.9 ss) ainsi que de zone de repli en cas de "choc" hydraulique, chimique ou thermique. Les principales conséquences écologiques de décharges d'eaux mixtes sont résumées à la fig. 2 (v. aussi [8]).

A la différence des crues naturelles, les décharges d'eaux mixtes entraînent une modification brutale du débit du cours d'eau et une charge considérable de substances fines organiques et anorganiques, qui peuvent provoquer un colmatage de l'hyporhéale. A la suite de la charge polluante organique, des bactéries minéralisantes des substances organiques se multiplient avant tout, en consommant une grande quantité d'oxygène. Les produits dégradés minéralisés servent de nourriture aux plantes et à la chaîne alimentaire dont elles font partie (auto-épuration).

Selon la concentration et l'état général (par exemple surface colonisable du cours d'eau, etc.), une biocénose bien déterminée, adaptée à ces conditions, s'installe. Cependant la répartition dans les "bonnes" et "mauvaises" eaux est impossible d'un point de vue purement

biologique. Pour déterminer les mesures de protection des eaux, il conviendra tout d'abord d'en décrire les objectifs. C'est là qu'interviennent avant tout les décisions politiques.

1.4 Définition des objectifs de la protection des eaux

Lors du débat public, le but visé est souvent d'obtenir des "eaux intactes". Dans la législation, le terme naturel apparaît; on l'interprète souvent comme "primitif". Par primitif, on entend en général un état libre de toute influence humaine. Ces critères d'évaluation sont difficiles à décrire et à transposer dans la pratique pour deux raisons. D'une part, il n'existe plus guère d'eaux échappant à l'impact des activités humaines. D'autre part, les conditions incluses dans le terme de l'état des eaux sont floues. Apparemment, il ne s'agit pas de valeurs stables, clairement définissables, mais d'une diversité individuelle. Autrement dit, les eaux naturelles elles aussi varient entre elles, ou selon leur évolution dans l'espace ou dans le temps. En fait, le problème ne réside pas dans la diversité individuelle, mais celle-ci pourrait offrir une solution potentielle pour la définition des objectifs de protection. Il convient de percevoir la diversité individuelle, de savoir l'apprécier et de la rendre possible.

Le manque de certaines conditions de vie dans les eaux entraîne l'absence de certains organismes. Si les conditions de vie d'une étendue ou d'un cours d'eau sont connues, donc les facteurs abiotiques, on peut alors estimer la population

d'organismes qui pourrait être présente. Cependant, un bilan quantitatif de cet aspect reste malaisé. Il importe en premier lieu d'apprendre à estimer le degré d'exactitude possible des modifications prévues. Aussi bien dans l'établissement de critères de qualité pour la protection des eaux que pour l'évaluation de mesures, les erreurs dans la prévision des effets doivent être intégrées dans les calculs. Vu l'état actuel des connaissances, il serait judicieux de concevoir des mesures en matière de protection des eaux en tenant compte d'erreurs possibles (pour pouvoir par exemple les corriger sans trop de peine) et de faire en sorte que les eaux concernées se défendent mieux contre les influences extérieures (par ex. par la création d'une diversité morphologique).

La problématique relative aux objectifs de protection peut se résumer comme suit:

1. Les objectifs de protection des eaux formulés dans la législation sont difficile à interpréter et ne fournissent guère d'indications en matière d'application.
2. Au vu du manque de connaissances actuel sur les relations de cause à effet, des mesures de protection des eaux tenant compte d'erreurs possibles sont indiquées.
3. En attendant de déterminer une fois pour toutes les objectifs de protection des eaux et les relations de cause à effet, les mesures doivent permettre une diversité écologique à la fois dans le système d'évacuation des eaux usées et dans les cours d'eau.

2. ETUDE DU CAS DE FEHRALTORF

Jusqu'ici, les critères écologiques pour l'évaluation de la charge polluante lors de précipitations faisaient défaut. Les activités de recherche dans ce domaine sont rares: en effet, leur transposition semble malaisée, elles exigent des coûts élevés et l'attrait pour les biologistes des cours d'eau aménagés comme sujets d'investigation paraît mince [6]. L'étude du cas de Fehraltorf tente cependant de trouver, en instituant une collaboration entre des ingénieurs et des biologistes, des critères pour l'évaluation des cours d'eau soumis à une forte influence anthropogène. Elle entend également formuler des objectifs de protection. Les travaux de ce projet seront achevés en 1994, de sorte qu'à l'heure actuelle, on ne peut pas avancer de conclusions définitives.

2.1 Les système d'évacuation des eaux usées de Fehraltorf

La commune de Fehraltorf se trouve à 20 km au nord-est de Zurich. Environ 4'000 habitants sont raccordés au réseau de canalisations. L'étendue du bassin versant se monte à env. $0,6 \times 2 = 1,2 \text{ km}^2$, dont seulement 44 ha sont imperméabilisées. La commune est reliée à une station d'épuration de construction courante (sans élimination de N et P), dont le rejet se déverse dans le ruisseau Luppmen (nommé plus loin en aval Kempf).

La Luppmen prend sa source au-dessus de Pfäffikon dans un étang d'accumulation. De là, elle coule tout d'abord dans la forêt, puis à travers une région agricole jusqu'à la commune de Fehraltorf. Le tronçon boisé a conservé en grande partie son caractère naturel. Plus en aval, le ruisseau a subi une forte rectification. De nombreux seuils sont responsables du colmatage du fond. Le charriage de matériaux est pratiquement interrompu dans cette zone.

2.2 Réseau de mesures

Un total de 9 pluviomètres et de 12 sondes du niveau d'eau permettent d'établir un bilan du rapport précipitations - débits à l'intérieur du système d'évacuation des eaux usées de Fehraltorf (fig. 3). 4 pompes et 3 vannes permettent d'influencer l'écoulement dans les réseaux de canalisations.

Dans la Luppmen elle-même, une station de mesure contrôle en permanence les paramètres oxygène (O_2), température, conductivité, pH et ammonium (NH_4) en aval d'une décharge d'eaux mixtes (SM). Plusieurs stations de mesures du débit permettent d'établir un bilan des volumes d'eau s'écoulant dans le ruisseau.

Enfin, 4 stations de mesures (P1-P4) déterminent l'occupation du fond du ruisseau ainsi que celle de l'interstitial hyporhéique.

2.3 Volumes d'écoulement

La compréhension des effets conjugués du système d'évacuation des eaux usées et des eaux courantes exige des idées précises sur les effets des précipitations, sur les écoulements dans le réseau de canalisations et dans la Luppmen. Les premières mesures enregistrées confirment la constatation qu'en aval de la zone bâtie, les débits de pointe sont considérablement plus élevés et le temps nécessaire à la montée d'une crue beaucoup plus court que selon les mesures effectuées en amont de la commune

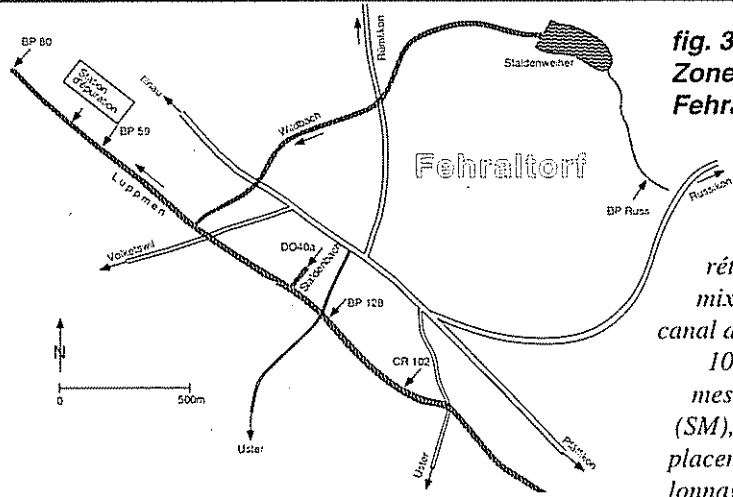


fig. 3
Zone bâtie de Fehraltorf:
Plan sommaire représentant la Luppmen, le bassin de rétention des eaux mixtes (BP 128), le canal de rétention (CR 102), la station de mesure permanente (SM), ainsi que l'emplacement d'échantillonnage limnologique P2, P3 et P4.

de Fehraltorf. Au début de précipitations le débit d'un ruisseau augmente, selon la surface du bassin versant, beaucoup plus en aval d'une agglomération qu'en amont.

2.4 Description écologique de la Luppmen en tant qu'émissaire

Selon les objectifs du projet, le cours d'eau et sa description écologique constituent le principal centre d'intérêt. Dans la fig. 4, quatre stations d'échantillonnage (P1-P4) comparent les diverses zones d'occupation entre elles.

P1 dans le tronçon non aménagé tient lieu de référence. L'hétérogénéité relative du fond du ruisseau se reflète également dans l'occupation. C'est ainsi qu'on

trouve des larves d'Ephéméroptères et de Plécoptères aux besoins très spécifiques concernant la structure du fond, le courant, la température et l'oxygène. Ces animaux disparaissent en aval. Ils sont remplacés par des organismes plus adaptés à des conditions de plus basse teneur en oxygène et de faible hétérogénéité du fond. Malgré un apport d'eaux souterraines entre P3 et P4, et bien que le déversoir d'eau mixtes du BP 128 débouche également à cet endroit, les occupations de P2, P3 et P4 ne présentent guère de différences.

Les mesures d'oxygène dans l'hyporhéal ainsi que l'expertise sensorielle (odeur, couleur) prouvent que les écoulements d'eaux pluviales déposent des

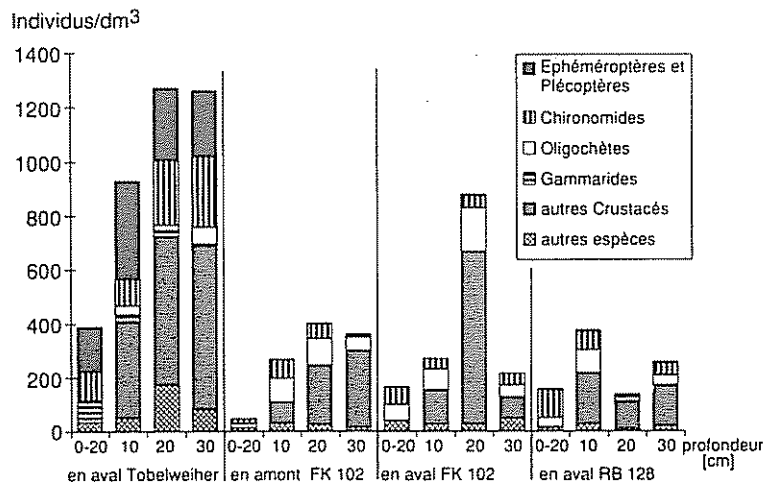


fig. 4
La faune de la Luppmen en été (6.8. - 17.9.91)

Macro- et micro-invertébrés au fond du ruisseau, ainsi que dans l'interstitial à une profondeur de 10, 20 et 30 cm à 4 emplacements mesurés. P1 en amont du tronçon aménagé (référence) et P2 - P4 dans le tronçon aménagé. La hauteur des colonnes indique le nombre d'individus recensés, les segments de colonnes l'appartenance à une espèce. Entre P1 et P2-P4, les éphémères et les plécoptères cèdent la place à des organismes adaptés à des charges organiques et à des structures morphologiques monotones. La régularité du régime d'écoulement et de la morphologie du cours d'eau se reflète également dans l'uniformité relative de la faune. La faune de P4, elle aussi, ne diffère que peu de celle de P2 et P3 en dépit de la surcharge supplémentaire occasionnée par le déversement d'eaux mixtes (BP 128) et l'apport d'eaux souterraines et de drainage.

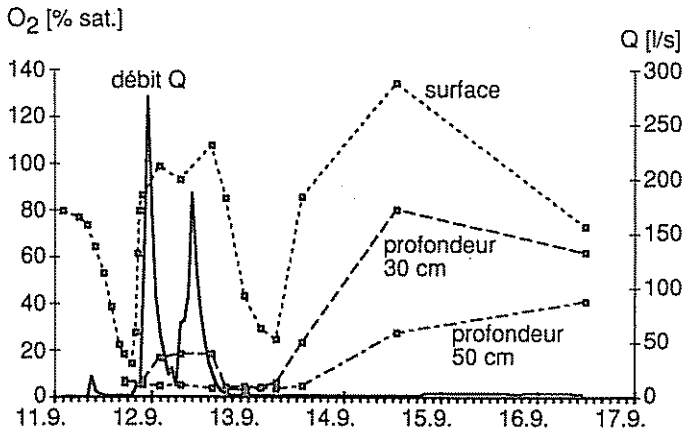


fig 5
Saturation d'oxygène dans l'hyporhéal après les déversements d'eaux mixtes

A la suite de une évacuation d'eaux pluviales très concentrées le 11.9. à 8 h dans la Luppmen alors presque à sec, la saturation d'oxygène chute jusqu'à moins de 20 % à la surface de l'eau, à moins de 5 % à 50 cm de profondeur. Vers 20 h, lors d'une deuxième évacuation, d'un volume supérieur mais aux substances moins concentrées, la saturation d'oxygène remonte. (Une heure après seulement, la pointe de l'écoulement arrive du bassin versant en amont.) La saturation d'oxygène n'augmente que peu dans l'hyporhéal. La baisse de débit de la Luppmen entraîne à nouveau une régression de la saturation d'oxygène (12.9, env. 18 h), consommé par la dégradation de substances organiques charriées par le courant. Après env. 52 heures (13.9 env. 12 h), la saturation d'oxygène retrouve ses valeurs habituelles par temps sec à la surface et après env. 3 jours dans l'hyporhéal également.

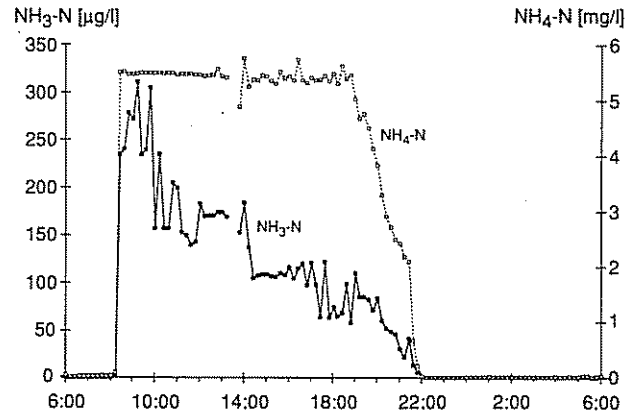


fig. 6
Les concentrations d'ammonium et d'ammoniaque dans la Luppmen après l'écoulement en provenance du déversoir d'eaux mixtes BP 128

A la station de mesure permanente (SM), la concentration d'ammonium augmente le 11.9.91 de plus de 5 mg/l après la décharge d'eaux mixtes mentionnée à la fig. 5. Seule l'augmentation du régime d'écoulement dès env. 20 h amène une dilution de cette concentration. La concentration d'ammoniaque, calculée à partir de la concentration d'ammonium, des valeurs de pH et de la température, chute par contre 2 heures après la décharge.

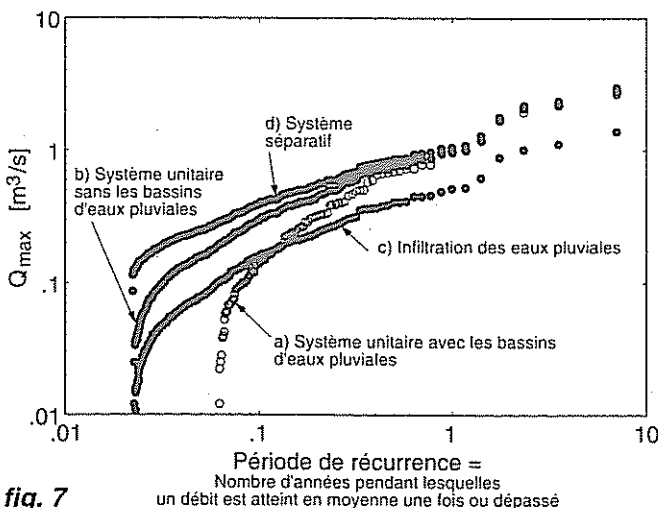


fig. 7
Répartition statistique des décharges maximales simulées:

Les décharges d'eaux mixtes provenant du bassin BP 128 dans la canalisation de Fehrltorf pour les étés des années 1982 à 1988, compte tenu des variantes d'extension suivantes:

- a) système mixte avec le bassin de rétention d'eaux mixtes actuel
- b) sans bassin d'eaux mixtes
- c) infiltration fictive de tous les écoulements des toits
- d) introduction fictive d'un système séparatif. L'abscisse indique le temps écoulé entre les déversements, l'ordonnée montre les débits d'écoulement Q_{max} correspondants

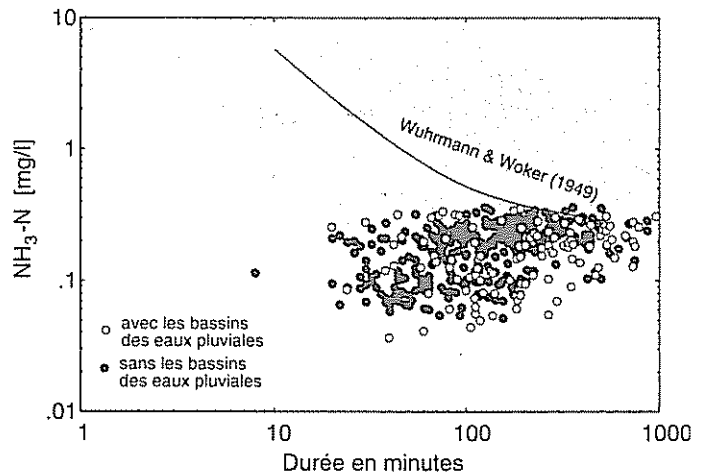


fig. 8
La concentration d'ammoniaque de la Luppmen
Calculé d'après une simulation à long terme des pluies des étés 1982 à 1988.

- 1) Système unitaire avec bassin d'eaux mixtes (avec BP)
- 2) Système mixte sans bassin d'eaux mixtes (sans BP)

La surface sombre indique les concentrations d'ammoniaque présentant différentes durées d'action, (valeurs: bibliographie par ex.[4]) au cours desquelles on a pu constater des altérations des organismes. Les concentrations d'ammoniaque ont été calculées selon les hypothèses suivantes à propos des conditions particulières à la Luppmen: $T = 20^\circ C$, $Q = 30 l/s$, $pH = 8,5$, charge de base $NH_3-N = 0 mg/l$; contenance spécifique du bassin de rétention d'eaux mixtes = $30 m^3/h$ red (dimension actuelle du bassin).

matériaux organiques dans le fond du ruisseau et provoquent à cet endroit une élévation de la consommation d'oxygène (fig. 5).

2.5 L'ammonium: une référence pour la charge polluante du cours d'eau

Les déversements d'eaux mixtes peuvent convoier des charges considérables dans les eaux réceptrices. L'ammonium (NH_3) provient essentiellement des eaux usées ménagères. Il se trouve dans un équilibre chimique tributaire de la température et de la valeur du pH par rapport à la concentration de l'ammoniac toxique pour de nombreux poissons (NH_3) (v. fig 6, [10]). Outre une faible concentration d'oxygène, une concentration d'ammoniac élevée peut être à l'origine de la disparition de poissons dans nos rivières. Voilà pourquoi, il est indispensable de mesurer ou de simuler la diffusion de cette substance, pour pouvoir estimer les conséquences de ce type de pollution sur les eaux.

2.6 Conséquences dues aux réseaux de canalisations

Pour assurer la protection des eaux en cas de précipitations, des bassins de rétention d'eau mixtes ont déjà été construits par la commune de Fehraltorf. A l'aide de modèles de simulation, nous avons pu reconstituer les conditions de débit dans le réseau de canalisations. Pour cela, nous avons utilisé les programmes SASUM, MOUSE et HYSTEM-EXTRAN.

La fig. 7 montre les résultats de quelques unes de ces simulations pour la Luppmen avec des bassins d'eaux mixtes, sans bassins d'eaux mixtes, en cas d'infiltration de tous les écoulements des toits et en cas de système séparatif. On peut reconnaître clairement que dans un réseau de canalisations avec bassin d'eaux mixtes, le nombre des décharges mixtes diminue avec des faibles débits de décharge; la fréquence de tels débits élevés ne subit toutefois pas d'influences déterminantes. En cas d'infiltration de l'ensemble des eaux s'écoulant des toits, les débits de décharge maximaux produits par des pluies exceptionnelles se réduiraient de moitié.

Outre les débits de décharge, on peut calculer à l'aide de modèles également les charges polluantes des voies d'écoulement (par exemple la concentration d'ammoniac dans la Luppmen): dans la fig. 8, on reconnaît qu'un bassin d'eaux mixtes permet de réduire la fréquence des charges d'ammonium ponctuelles

dans la Luppmen. Cependant, fait intéressant, les concentrations de pointe ou les périodes d'exposition maximale lors de décharges ne baissent pas.

3. CONCLUSIONS PROVISOIRES

1. Une protection des eaux efficace suppose une appréciation globale des diverses composantes d'un système d'évacuation.
Font partie du système d'évacuation:
 - le bassin versant "naturel" et son utilisation,
 - le système de canalisations, y compris toutes les installations techniques, comme les bassins de rétention d'eaux mixtes
 - la station d'épuration et avant tout
 - le cours d'eau (récepteur) en amont et en aval de l'agglomération.
2. La définition des objectifs de protection fait partie d'une planification de protection des eaux adéquate. Dans les zones urbaines, celles-ci sont limitées par la force des choses par les diverses exigences d'exploitation d'un cours d'eau, et elles doivent être déterminées sur place et selon les cas. Lors du choix des mesures, il conviendra de tenir compte des conditions spécifiques de chaque cas particulier. La protection des eaux lors de précipitations ne s'avérera efficace que par la combinaison des diverses mesures techniques.

3. Le cours d'eau se trouve au centre des considérations. L'extension du système de canalisations ne permet pas de rétablir les conditions naturelles d'un cours d'eau fortement affecté, par temps sec, à la suite d'activités anthropogènes.

Avant de décider de mesures techniques, il faudrait examiner dans les cas isolés, si des mesures revitalisantes ne pourraient pas permettre une protection des eaux plus efficace. Cette décision dépend de la géologie du bassin versant, de l'histoire du cours d'eau, de l'intégration possible dans le paysage, des conditions d'écoulement actuelles ainsi que des exigences d'utilisation du cours d'eau.

4. Les analyses effectuées dans la Luppmen prouvent que les bassins d'eaux mixtes ne contribuent qu'en certains cas à une protection des eaux adéquate d'un coût modéré, et qu'ils n'ont pas toujours une action adéquate et efficace. Dans les cours d'eau aménagés et pollués, des "biocénoses amputées" ne réagissent que peu à une charge polluante réduite par les bassins d'eaux mixtes.
5. Il n'y a pas de panacée universelle. La solution la mieux adaptée aux exigences est probablement une combinaison de mesures techniques telles que l'infiltration de l'eau météorique, la régulation du débit, les bassins d'eaux mixtes ainsi que la revitalisation des cours d'eau.

- [1] Empfehlungen für die Bemessung und Gestaltung von Hochwasserentlastungen und Regenüberlaufbecken, Eidgenössisches Amt für Umweltschutz, Juli 1977.
- [2] Verordnung über Abwassereinleitungen vom 8. Dezember 1975.
- [3] Regionale abwassertechnische Studie Glattal. Teil III: Zustand der Gewässer bei Regenwetter. (Glattstudie, EAWAG, 1979.
- [4] WUHRMANN, K. & H. WOKER (1949): Experimentelle Untersuchungen über die Ammoniak- und Blausäurevergiftung (Beitrag zur Fischtoxikologie). Schweiz. Z. Hydrol. 15: 236-260.
- [5] GUJER, W. & V. KREJCI (1979): Kenntnisse und Forschung auf dem Gebiet der Regenwasserbehandlung. - VSA Verbandsbericht Nr. 142/4.
- [6] GUJER, W. & V. KREJCI (eds., 1987): Urban Storm Drainage and Receiving Waters Ecology, in: Topics in urban storm water quality, planning and management. - Proc. 4th Int. Conf. Urban Storm Drainage, IAWPRC/IAHR, Lausanne.
- [7] KREJCI, V. (1988): New Strategies in urban drainage and stormwater pollution control in Switzerland. In: Novotny, V. (ed.): Nonpoint Pollution - Policy, Economy, Management, and appropriate technology.
- [8] ATV (1989): Beeinflussung der Beschaffenheit von Fließgewässern durch Mischwassereinleitungen. Ergebnis einer Anhörung von Fachleuten am 18. und 19. April 1988 in Essen, Korrespondenz Abwasser 36/7, 755-760.
- [9] ROLAND SCHERTENLEIB, Mitteilungen der EAWAG 32, 1991
- [10] MÜLLER, R.: Stickstoff-Toxizität für Fische und herzuleitende Grenzwerte, Mitteilungen der EAWAG 30, 1990.

DÉVELOPPEMENT DE L'ÉTAT CHIMIQUE DES RIVIÈRES SUISSES

JOAN S. DAVIS ET JÜRIG ZOBRIST

L'évolution de l'état chimique des cours d'eau reflète d'une part des modifications des charges polluantes, provoquées par nos "activités de civilisation", d'autre part, le succès ou l'échec des mesures de protection des eaux. Pour rassembler ces informations sur les cours d'eau de Suisse, on a lancé en 1974 le programme de travail NADUF* (programme national pour l'étude analytique en continu des cours d'eau suisses). Le présent article cite quelques exemples des recherches, conclusions et interprétations dans le cadre de ce programme.

1. LE PROGRAMME DE TRAVAIL NADUF

Le programme de travail NADUF sert à la fois à l'étude analytique en continu des paramètres chimiques et physiques importants pour la protection des eaux et à la recherche scientifique. Son rôle est de permettre l'évaluation de l'état actuel des principaux cours d'eau suisses de même que les modifications de celui-ci à moyen et long terme. Pour ce faire, on effectue dans des rivières sélectionnées des prélèvements en continu d'échantillons moyens d'une semaine proportionnels au débit. Le choix des stations de mesure tient compte de divers facteurs, tels que la géologie du bassin versant, la charge polluante anthropogène, les affluents ou effluents de lacs, l'exportation de substances à

l'étranger (rivières coulant au-delà des frontières) et la répartition géographique. On détermine dans les échantillons prélevés la concentration des paramètres géochimiques, les paramètres chimiques soumis à une forte influence de la civilisation et quelques métaux lourds. De plus, d'autres paramètres, tels que le niveau d'eau, la température de l'eau, la valeur du pH, la conductivité électrique et l'oxygène dissous sont enregistrés en permanence.

2. EVALUATION DES SÉRIES DE MESURES

L'étendue de la base de données obtenue au cours du programme, ainsi que les possibilités d'évaluation, ne peut être décrite que brièvement ici. Le choix des exemples devrait toutefois aider d'autres chercheurs dans le domaine des cours d'eau à comprendre l'utilité d'une telle base de données. Dans ce but, nous avons choisi trois types de d'évaluation: l'évolution des concentrations au cours de plusieurs années, la dynamique des modifications sur plusieurs années, et l'estimation semi-quantitative des modifications de l'état.

2.1 Evolution des charges de phosphate et de nitrate

Même si le matériel numérique pour la recherche en matière de protection des eaux peut être évalué à plusieurs niveaux, dans la pratique, le problème des modifications d'état reste prioritaire. L'évolution de la charge d'orthophosphate occupe ici une place prépondérante. La fig. 1 montre cette évolution au cours des 15 dernières années dans des rivières présentant divers types de pollution. Ce genre de représentation (valeurs moyennes glissantes) permet de reconnaître aisément la dynamique saisonnière des concentrations. En dépit des fluctuations, chaque rivière montre de manière visible que:

- la concentrations de phosphate a diminué ces dernières années, d'un part à la suite d'un usage moins important et d'autre par grâce à la précipitation des phosphates dans les stations d'épuration.
- la diminution s'est encore renforcée à la suite de l'interdiction des phosphates dans les produits à lessive de 1986.

La fig 1a est dominée par la Glatt, une rivière fortement polluée. La même figure sans la Glatt (non reproduit ici) permet de

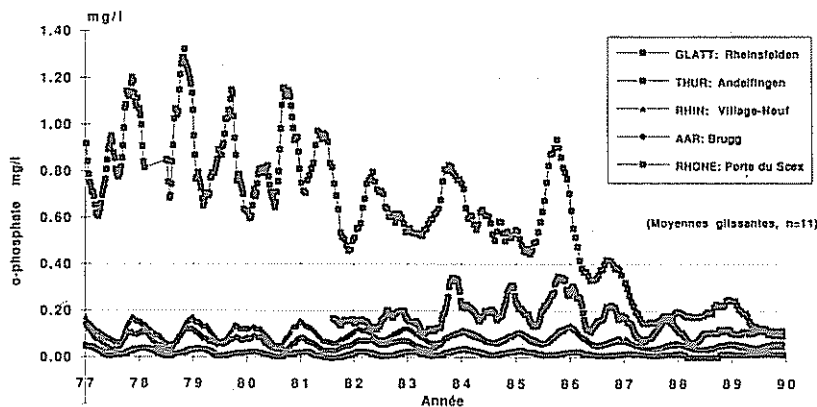


fig. 1a
L'évolution chronologique des concentrations d'ortho-phosphate relevées dans cinq cours d'eau présentant des types de pollution différents.

Chaque point représente la moyenne glissante sur 11 périodes de mesure (une ou deux semaines)

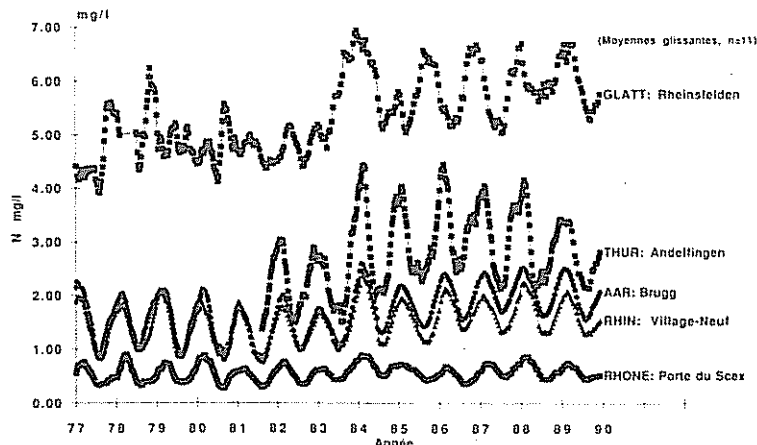


fig. 1b
L'évolution chronologique dans le temps des concentrations de nitrates relevées dans cinq cours d'eau présentant des types de pollution différents.

* Un programme commun du Service hydrologique et géologique national, de l'OFEFP et de l'EAWAG

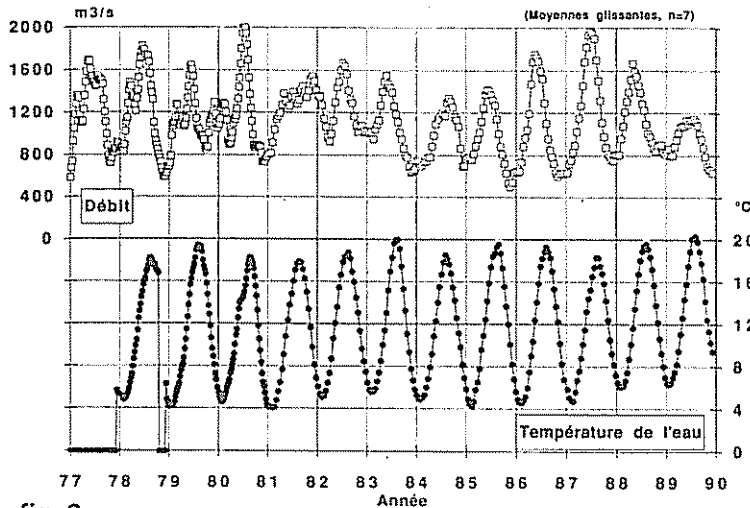


fig. 2 Evolution chronologique du débit et de la température de l'eau enregistrées à la station Village-Neuf (Rhin près de Bâle). Moyennes glissantes.

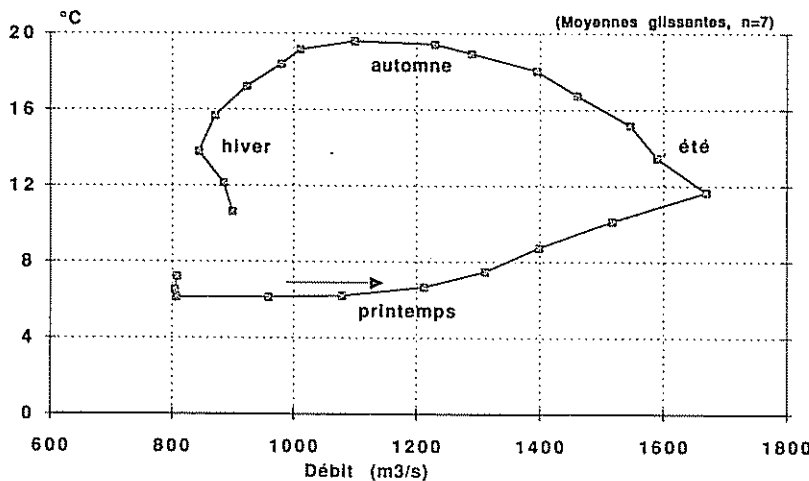


fig. 3 Variation de la température de l'eau enregistrées à la station de Village-Neuf au cours de l'année 1988 (Rhin près de Bâle). Les moyennes glissantes sont alignées chronologiquement.

constater le recul de phosphate également dans les autres rivières.

La représentation analogue des concentrations de nitrate (fig. 1b) offre une toute autre image: les valeurs de la Glatt sont moins prédominantes et toutes les stations de mesure signalent une hausse des concentrations de nitrate, voir aussi [3].

La notation des valeurs moyennes glissantes en fonction du temps permet une interprétation plus complète de la série de données comme la représentation correspondante des valeurs moyennes annuelles. La tendance apparaît moins nettement dans le premier type d'évaluation, mais on reconnaît les modifications de concentration marquantes dans le cycle annuel. Les mesures régulières et fréquentes du programme NADUF se prêtent particulièrement bien à des études sur la dynamique de comportement; le cours saisonnier des substances contenues dans l'eau et des paramètres d'influence peuvent ainsi faire l'objet d'études différenciées.

2.2 Influences saisonnières

La périodicité annuelle marquante des concentrations reflète les fluctuations des paramètres qui influencent les concentrations, par exemple le débit et la température de l'eau. La fig. 2 montre clairement la similitude de comportement. Pourtant ces paramètres d'influence, qui donnent un aperçu intéressant de la dynamique des cours d'eau, empêchent une évaluation simple. Pour un débit égal (le débit est considéré normalement comme un facteur d'influence majeur) les températures peuvent varier considérablement, ce qui se répercute sur les concentrations, avant tout des paramètres subissant une influence biologique.

L'ampleur des différences de température de l'eau pour un débit pareil est visible sur la fig. 3: pour 1000 m³/s, le thermomètre indique 6°C au printemps, par contre en automne 19°C. En inscrivant les concentrations de la même manière (avec des valeurs moyennes glissantes), un schéma similaire apparaît (fig. 4a), parallèle à celui de la température. Les deux groupes de substances, les substances nutritives et les paramètres géochimiques peuvent se présenter sous une forme semblable, même si le rôle joué par la température (ou d'autres facteurs d'influence saisonniers) est différent.

En ce qui concerne les paramètres géochimiques, la température exerce une influence plutôt indirecte, par exemple en modifiant les conditions de mélange des diverses sources: la provenance de l'eau d'une rivière (eaux souterraines, eau de source ou de lacs) est principalement déterminée par des facteurs saisonniers. Pour le calcium, la température produit un effet direct sur l'équilibre de solubilité de la calcite.

Le cours asymétrique des influences saisonnières, d'importance pour la dynamique, ne se prête guère à une étude lorsque les relevés de la concentration n'apparaissent qu'en séries chronologiques. Par contre, si la température remplit uniquement la fonction d'indicateur du cours annuel et que la température figure en ordonnée, cette influence devient très évidente (fig. 4b). Comme les différents facteurs d'influence subissent de fortes fluctuations au cours de l'année, il est nécessaire, lors du prélèvement d'échantillons, continu ou instantané, de tenir compte, lors des évaluations, de la saison.

3. ESTIMATION DES MODIFICATIONS DE LA CHARGE POLLUANTE

Les fig. 1a et 1b montrent les tendances de l'évolution des concentrations de nitrate et de phosphate au cours des 15 dernières années. Ce genre de représentation ne permet guère une quantification des modifications, car le débit exerce une influence à la fois sur la charge et sur la concentration. Si l'un de ces paramètres augmente, on peut se demander si ce changement n'est pas dû à une modification du débit.

Ce problème ne se pose plus lorsque l'influence du débit est pris en compte dans la représentation. Ainsi, il est possible de comparer des années de débit

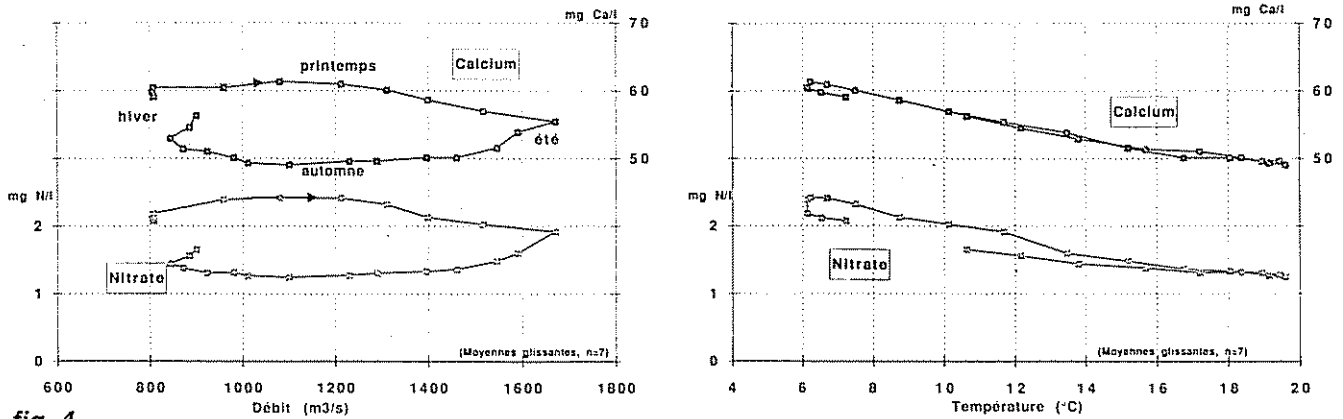


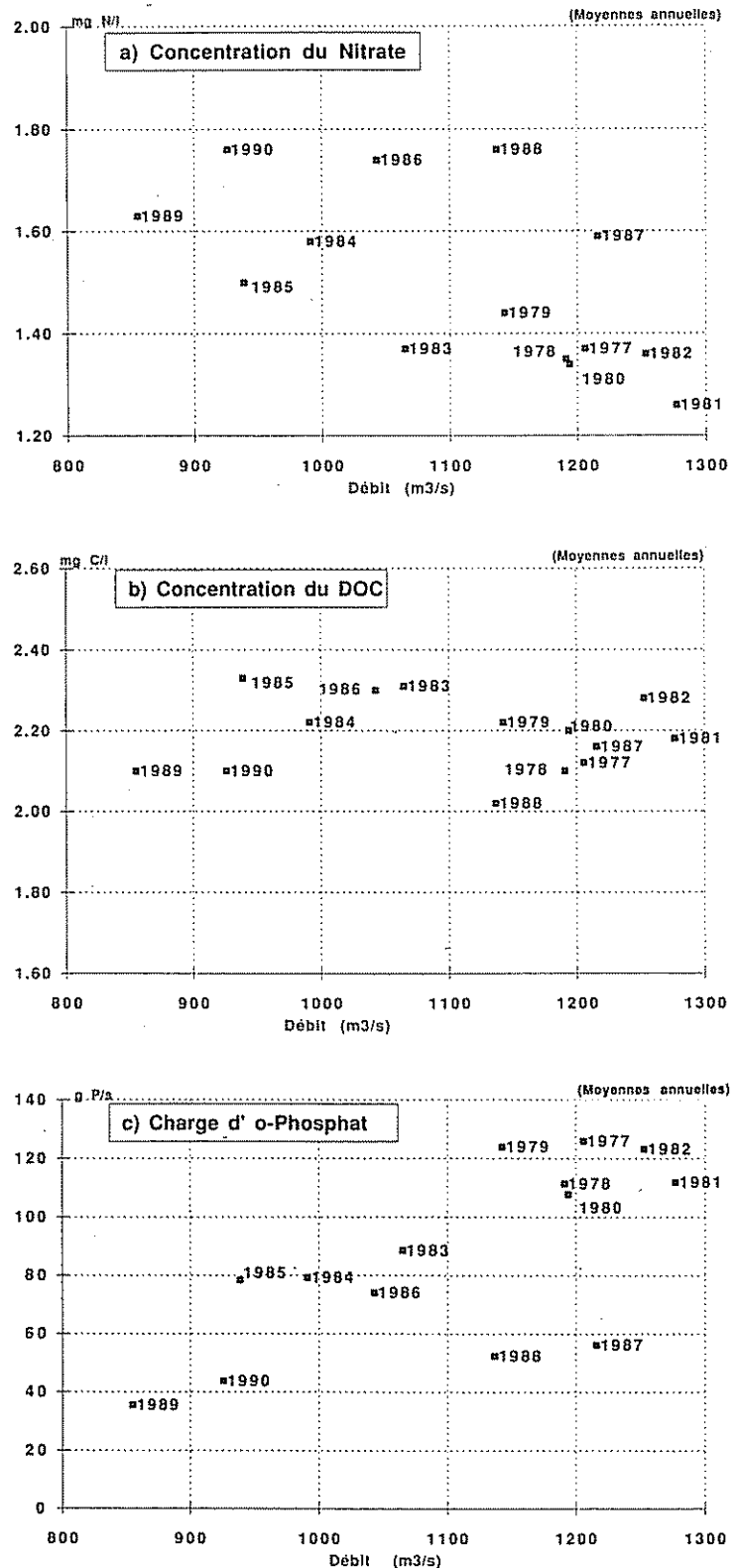
fig. 4
Variations cycliques annuelles des concentrations de calcium et de nitrate en fonction du débit (4a, gauche) et de la température de l'eau (4b). Station Village-Neuf (Rhin près de Bâle), 1988.

semblable, ce qui permet des estimations plus sûres des modifications de concentrations et de charges. La fig. 5a permet bien d'estimer l'augmentation de nitrate, qui constitue la part principale de l'azote total. Suivant le débit observé lors de la comparaison (et aussi sur quelle période), l'augmentation depuis le début du programme NADUF s'élève à 20-30% à la station Village-Neuf.

Dans ces estimations de modifications, d'autres paramètres d'influence ne doivent pas être négligés. Finalement, il en va de l'eau comme du vin: les paramètres d'influence sont les mêmes d'année en année, seuls les effets spécifiques changent. Dans les cours d'eau, la saison des crues, les températures de l'eau pendant ces périodes, ainsi que la répartition des précipitations au cours de l'année, peuvent exercer une influence sur les charges et les concentrations moyennes de l'année. Ces différences interdisent de mettre deux années sur le même pied, en dépit d'un débit semblable, même si elles se prêtent mieux à une comparaison que les années dont les débits varient considérablement.

Si on choisit la même méthode de représentation pour le carbon organique dissous (DOC) comme à la figure 5a, aucune modification n'apparaît au cours de ces 15 ans. Il ne fallait pas forcément s'y attendre: l'apport de DOC en provenance des stations d'épuration reste petit en comparaison de la concentration déjà existante dans la rivière. Par contre, le rapport entre les concentrations de phosphate du déversement et des eaux de la rivière est beaucoup plus élevé. Pour cette raison, les effets des mesures de protection des eaux en matière de phosphate restent plus faciles à déterminer. La

fig. 5
Valeurs moyennes annuelles des concentrations de nitrate (a), DOC (b), et de la charge d'ortho-phosphate (c) en fonction du débit moyen annuel, permettant nécessaire à l'estimation semi-quantitative des changements d'états (en comparant les valeurs pour des débits similaires): station Village-Neuf (Rhin près de Bâle).



réduction de o-phosphate dans le premier schéma (fig. 1a) est moins reconnaissable que dans la figure 5c.

Selon ces estimations, la charge de phosphate mesurée par cette station a baissé de 50%. L'évolution de la charge polluante anthropogène est différente selon les stations. L'ampleur de la hausse et de la baisse dépend de l'apport de différences sources (avant tout les stations d'épuration et lessivage des terrains agricoles).

4. RÉSUMÉ

Les paramètres mesurés sur plusieurs années au cadre du programme pour l'étude analytique des cours d'eau "NADUF" forment une base de données pré-

cieuse pour la recherche et la pratique dans le domaine de la protection des eaux. Les points suivants représentent des exemples des champs d'application immédiats des évaluations:

- l'appréciation de l'état chimique momentané de rivières sélectionnées
- l'estimation de changements de l'état chimique des eaux
- le contrôle de l'efficacité des mesures de protection des eaux
- l'estimation des transports de substance dans les lacs et des exportations de substances dans les pays environnants par les rivières
- l'influence du débit et de la température de l'eau sur la concentration dans substances contenues dans l'eau
- similitudes et différences dans le comportement des paramètres d'influence débit et température.

[1] Davis, J.S., Fahrni H.P., Liechti P., Spreafico M., Stadler K. et Zobrist J. (1986). Le programme national pour l'étude analytique en continu des cours d'eau- Point de la situation, Gaz-Eaux-Eaux usées, 66, 473-485
 [2] Annuaire hydrologique de la Suisse depuis 1974, publié par le service hydrologique et géologique. Berne
 [3] Zobrist, J., H. Bühner, J.S. Davis (1990), Nouvelles de l'EAAG, Nr. 30, 14-17

**PRÉSENCE ET COMPORTEMENT DU
 NTA ET DE L'EDTA DANS LES RIVIÈRES SUISSES**
 WALTER GIGER, CHRISTIAN SCHAFFNER,
 FRANZ GÜNTER KARI, HELGA PONUSZ, PETER REICHERT ET OSKAR WANNER

1. INTRODUCTION

Les détergents, à savoir les savons, les produits de lavage, de rinçage et de nettoyage, font partie des substances chimiques polluantes classiques, qui ont d'innombrables fois entraîné des effets visibles et des charges quantifiables.

Dans la première génération de problèmes, les substances détergentes peu dégradables ont provoqué, dans les années soixante, des développements massifs de mousse dans les stations d'épuration et dans les cours d'eau.

Appartiennent à la deuxième génération les substances dites constitutives des détergents (builder), les tripolyphosphates qui contribuent à l'eutrophisation des eaux.

Quant aux problèmes de la troisième génération, ils comprennent l'enrichissement de certaines substances chimiques détergentes ou des produits dégradables plus persistants dans les boues d'épuration. On a également constaté l'existence de substances dégradées, qui présentaient une plus grande toxicité aquatique que les substances de base. Tandis que les effets sur l'environnement des deux premières générations ont fait l'objet d'observations, lesquelles ont servi à prendre les mesures adéquates (ordonnances sur la dégradabilité des substances détergentes, sur la réduction des teneurs en phosphate des détergents), les connaissances sur la troisième génération reposent sur des mesures analytiques faites dans l'environnement.

Le rôle important joué par les détergents dans l'environnement est dû d'une part, à leur usage presque exclusif avec l'eau et à leur déversement à presque 100% dans les égouts. D'autre part, les détergents font partie des produits chimiques produits par la civilisation, employés en grande quantités: en 1990, par exemple, on a enregistré en Suisse une consommation de

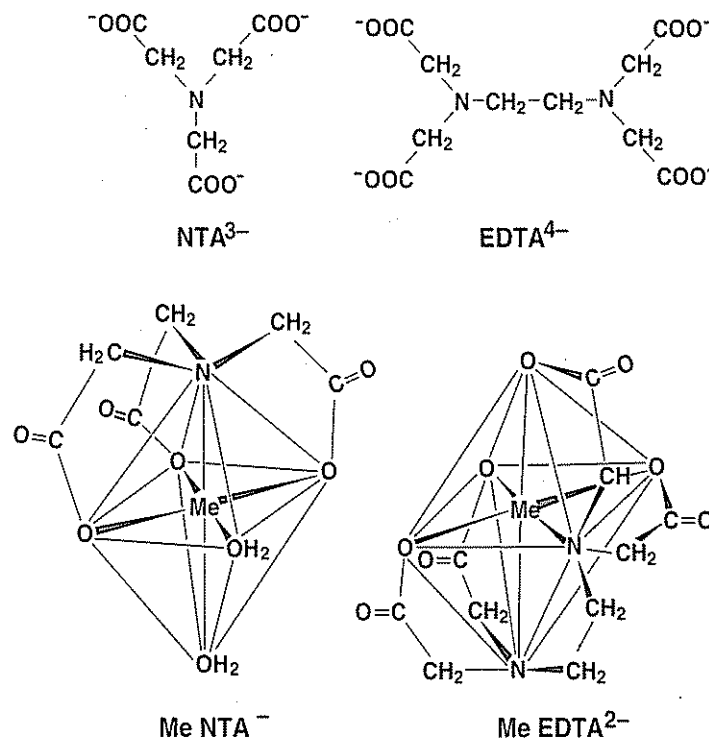


fig. 1
 Structure chimique du NTA et de l'EDTA ainsi que des complexes métalliques correspondantes

167'732 tonnes de détergents ou 24,8 kg par habitant. Outre les substances détergentes (tensioactifs), les substances dites constitutives représentent des composants importants des détergents, pour leur propriétés adoucissantes et de lavage. L'agent complexant organique tripolyphosphate, introduit en 1965, s'est avéré une substance constitutive idéale du point de vue de la technique d'application. Les problèmes d'environnement liés aux phosphates, comme l'eutrophisation des eaux, amenèrent à une réduction des teneurs en phosphate

des produits de lavage dans de nombreux pays industrialisés. Toutefois, aucune solution unitaire n'a réussi à s'imposer, et chaque pays d'Europe occidentale possède sa propre réglementation*.

La situation évolue toutefois et connaît sans cesse de nouveaux développements. Après plusieurs réductions, depuis 1977 de la teneur en phosphates autorisée (par l'ordonnance sur les détergents), la Suisse a édicté l'ordonnance sur les substances dangereuses pour l'environnement en 1986, qui instituait une interdiction complète de l'utilisation des tripolyphosphates dans les produits de lessive: l'interdiction des phosphates.

L'excellente efficacité des phosphates dans les détergents ne peut pas être obtenue par une seule substance de remplacement, mais un mélange de substances substitutives des phosphates doit être utilisé dans ce but. Les propriétés chimiques des produits de remplacement des phosphates sont différentes, aussi bien en relation avec leur effet dans le processus de lavage (comme agents complexants, échangeurs d'ions et inhibiteurs de cristallisation) qu'avec leur impact sur l'environnement. Chaque produit de remplacement des phosphates est évalué différemment, seuls les zéolithes et le citrate attestent un comportement écologique optimal. L'agent complexant acide nitrilotriacétique (NTA) est en particulier considéré d'un œil critique en maints endroits, bien que cette substance ait été utilisée massivement au Canada depuis 1973, et que la biodégradabilité du NTA, relativement rapide, soit bien documentée.

En rapport avec l'interdiction des phosphates, l'EAWAG et l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEPF) se sont fixés pour objectif d'examiner, par des études sur le terrain, les effets de l'interdiction dans des phosphates sur les teneurs en NTA des cours d'eau suisses. Pour de telles études analytiques dans l'environne-

ment, on dispose de deux démarches principales exposées au paragraphe suivant (voir tableau 1).

Nous présenterons ensuite des résultats de recherches effectuées au cours de ces dernières années à l'EAWAG et, depuis 1989, à l'Institut Bachema sur le mandat de l'OFEPF. Des résultats précédents, y compris ceux obtenus dans des études sur le comportement dans les stations d'épuration et les lacs, ont déjà paru dans d'autres publications [1-5].

Outre le NTA, un autre agent complexant organique, aux innombrables utilisations, a été mesuré, l'acide éthylènediaminotétraacétique (EDTA), substance connue pour sa mauvaise dégradabilité et en tant que telle non autorisée pour remplacer les phosphates. La structure chimique du NTA et de l'EDTA est très proche (fig. 1) et tous deux se révèlent d'excellents agents complexants organiques, qui forment des complexes stables avec des cations métalliques (v. pages suivantes, article de Laura Sigg). Outre ses très nombreuses applications, l'EDTA a été utilisé longtemps en faibles concentrations comme stabilisateur d'agents de blanchissement dans les lessives. L'EDTA entraine également dans la composition de produits de nettoyage.

2. DÉMARCHE POUR LES ÉTUDES ANALYTIQUES DE L'ENVIRONNEMENT

Traditionnellement, les études de monitoring sont principalement menées par les laboratoires cantonaux, les laboratoires chargés de la garantie de qualité des eaux en vue de l'approvisionnement en eau et les offices fédéraux, tandis que les instituts de recherche proches des hautes écoles s'intéressent avant tout à des notions chimiodynamiques. Le but des recherches en chimiodynamique est l'amélioration des connaissances sur les processus physiques, chimiques et biologiques qui régissent le comportement des polluants dans l'environnement.

Dans les études de chimiodynamique, la possibilité d'évaluer les résultats de mesure par des modèles mathématiques de simulation, revêt une grande importance. On peut ainsi en tirer des conclusions sur la signification et la vitesse des divers processus chimiodynamiques. Les conditions préalables à l'utilisation des modèles mathématiques de simulation sont de bonnes connaissances de l'hydrologie des systèmes des cours d'eau. Cette méthode met particulièrement en

Tableau 1
Principes des recherches analytiques dans l'environnement.

(A) Surveillance, observation dans l'environnement, monitoring

- $d(\text{concentration, flux de substances}) = f(\text{lieu, moment, saison})$
- variations à court, moyen et long terme
- évt. alerte à un stade précoce ou déclenchement de l'alarme
- effets des mesures de protection de l'environnement (contrôle de l'efficacité)

(B) Etudes de dynamique chimique, Fate and Behaviour Studies

- analyse de flux de substances (bilans de masses)
- comportement dynamique
- dans des segments d'environnement limités
- étude de processus de dynamique chimique fondamentaux (concernant les équilibres et les vitesses de réaction)

Standard interne
nitrile d'acide stéarique
interférence
minutes.

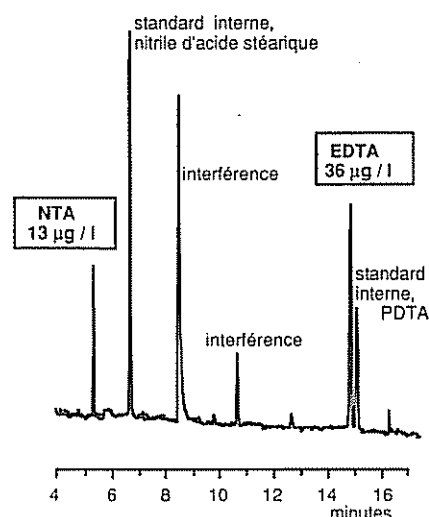


fig. 2
Chromatogramme en phase gazeuse d'une détermination de NTA et d'EDTA.

La préparation de l'échantillon consiste à évaporer l'eau de l'échantillon et à procéder à l'estérification du NTA et EDTA en esters de propyle. Pour la détermination de substances individuelles, on utilise la chromatographie en phase gazeuse capillaire avec détecteur de ionisation de flamme, spécifique pour l'azote.

* Interdiction des phosphates en CH et N; réduction imposée par législation en I, A, RFA; réduction par des mesures volontaires prises par l'industrie en F, S, SF; réduction sous l'influence des consommateurs en RFA et NL; pas de réductions au DK, E, UK, GR. Le Canada connaît depuis 1973 des prescriptions très restrictives pour la limitation des phosphates, et les USA ont introduit dans 11 Etats une interdiction des phosphates dans les produits de lessive.

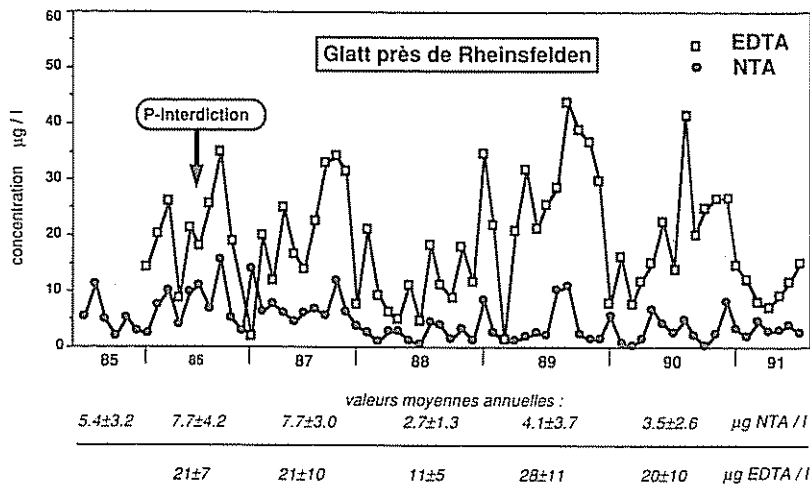


fig. 3
Concentrations de NTA et d'EDTA dans la Glatt (canton de Zurich) près de Rheinsfelden. Les échantillons moyens ont été prélevés dans le cadre du Programme national pour l'étude analytique en continu des cours d'eau suisses (NADUF). Les résultats sont indiqués sous forme de valeurs mensuelles et valeurs annuelles moyennes.

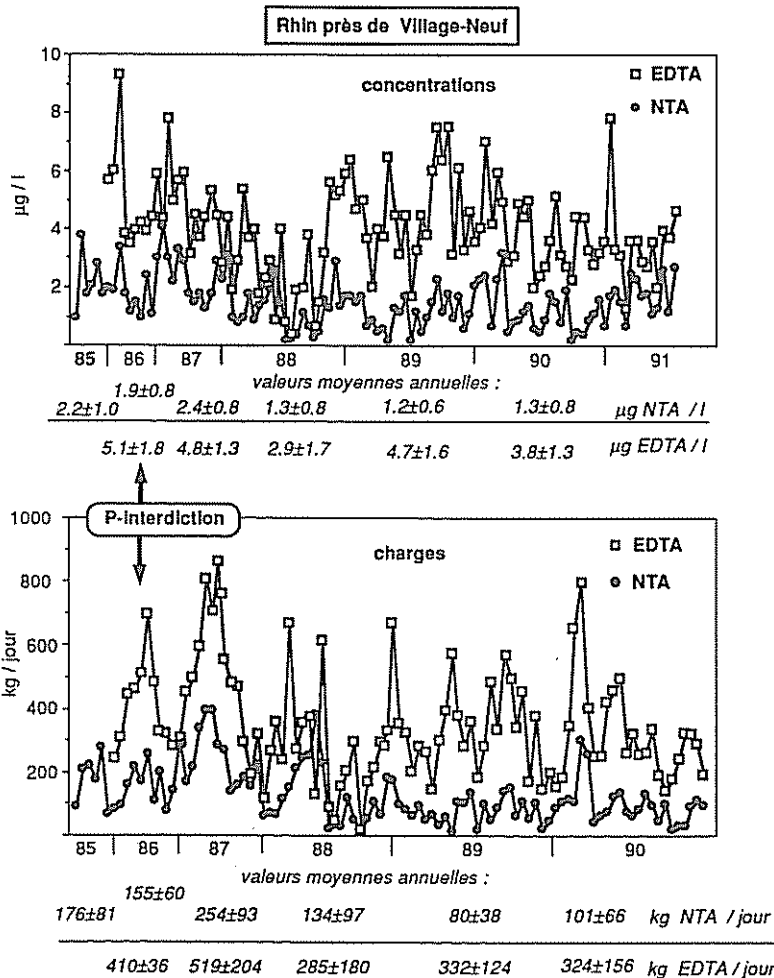


fig. 4
Concentration de NTA et de EDTA (en haut, en µg/l) et charges (en bas, kg/jour) dans le Rhin, près de Village-Neuf. Les échantillons moyens ont été prélevés dans le cadre du programme NADUF. Les résultats sont indiqués sous forme de valeurs mensuelles et valeurs annuelles moyennes. La charge de NTA montre une tendance dégressive à partir de 1989.

relief les modifications dynamiques des charges polluantes comme lors de charges par à-coup ou lors de fluctuations régulières (par exemple à l'intérieur des courbes journalières).

3. MÉTHODE D'ANALYSE DU NTA ET DE L'EDTA

La conduite d'études analytiques dans l'environnement requiert des méthodes d'analyse pour la détermination qualitative et quantitative des substances chimiques qui y sont présentes sous toutes les formes, solide, liquide, et gazeuse. Dans le cas du NTA et de l'EDTA, il faut remarquer que la détermination de ces deux composés chimiques très solubles dans l'eau (hydrophiles) demande plus d'efforts que d'autres substances qui se dissolvent plus difficilement dans l'eau (lipophiles). Pour une détermination par chromatographie en phase gazeuse, une ésterification des deux agents complexants possédants plusieurs charges négatives est nécessaire. La fig. 2 montre l'un des chromatogrammes qui en résultent. D'un point de vue analytique, le fait de ne pas avoir affaire à un mélange compliqué de substances, comme les substances détergentes ou les biphenyles polychlorés et les dioxines, facilite le travail.

4. RÉSULTATS DES ÉTUDES DE SURVEILLANCE

Le programme de surveillance de la concentration de NTA, proposé par l'EAWAG déjà avant l'interdiction des phosphates, se fondait sur deux méthodes complémentaires de prélèvement dans les cours d'eau. D'un part, des échantillons ont été prélevés dans la Glatt à Rümlang, une rivière très polluée par le déversement des eaux communales. On pouvait ainsi étudier une situation susceptible d'être qualifiée de "pire des cas", en raison du manque relatif de dilution des eaux usées déversées dans la rivière. D'autre part, dans le cadre du programme NADUF (v. article précédent de Joan Davis et Jürg Zobrist), on a analysé les échantillons moyens prélevés au cours d'une semaine dans des cours d'eau plus importants. Le 5^{ème} anniversaire de l'entrée en vigueur de l'interdiction des phosphates (1.7.86) nous donne l'occasion d'une l'évaluation des résultats concernant le NTA et l'EDTA.

L'analyse des échantillons instantanés prélevés dans la Glatt, près de Rümlang, a permis de constater des valeurs de concentration très variables,

aussi bien pour le NTA que pour l'EDTA. Des études du flux journalier ont montré cependant que les concentrations de NTA et d'EDTA près de Rüm-lang étaient fortement influencées par les variations journalières journalières dans le déversement de la station d'épuration d'Opfikon-Glattbrugg, fortement surchargée, et située non loin en amont (voir situation en page 37, fig.6 et 7 ainsi que paragraphe suivant). Ces résultats mettent en cause une fois de plus la crédibilité des études de surveillance basées sur des échantillons instantanés. Il arrive souvent que ceux-ci ne permettent pas une analyse suffisante de la dynamique des concentrations. Les résultats des analyses des échantillons du programme NADUF, dont les fig.3 à 5 montrent un extrait, sont beaucoup plus révélatrices. On peut en déduire les affirmations suivantes:

- * Après l'interdiction des phosphates, aucune augmentation significative de concentration et la charge en NTA n'a pu être enregistrée. Au cours des dernières années, on a constaté une tendance à la baisse de la charge en NTA:
- * Les teneurs en EDTA des rivières suisses sont le plus souvent supérieures aux valeurs NTA correspondantes.
- * Les échantillons NADUF des rivières fortement polluées contiennent des concentrations plus élevées de NTA et d'EDTA que les échantillons de cours d'eau moins touchés. L'ampleur de la pollution occasionnée par le NTA et l'EDTA varient selon les cours d'eau.
- * L'exemple de la charge annuelle exportée de Suisse par le Rhin de 55 t NTA et 130 t EDTA, montre l'importance relative du flux de substances dans les cours d'eau. Par comparaison avec l'estimation de la consommation annuelle en Suisse, on peut conclure qu'une proportion de 25 % de l'EDTA et seulement 2 % du NTA sont emportés par le Rhin.

Ces chiffres expriment de manière significative les différences de comportement écologique des deux substances: le NTA bénéficie d'une bonne biodégradabilité, à la différence de l'EDTA.

5. LES RÉSULTATS DES ÉTUDES CHIMIODYNAMIQUES

Dans la vallée de la Glatt, des échantillons moyens d'une heure ont été prélevés un jour durant dans les stations de Rüm-lang, Niederglatt et Rheinsfelden,

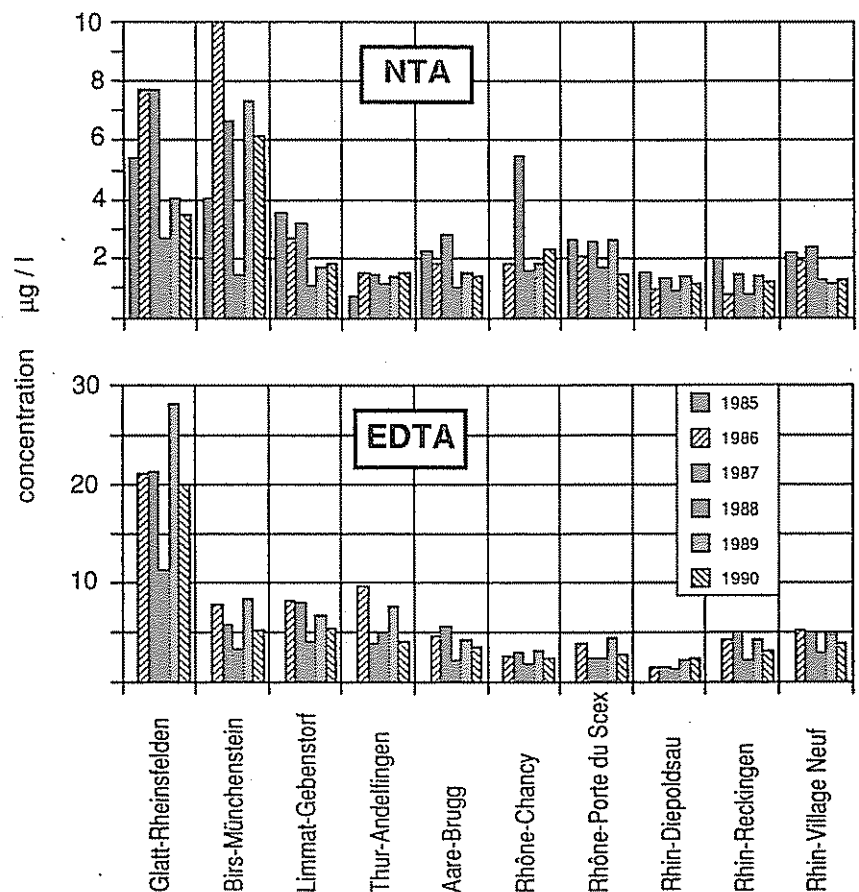


Fig. 5

La concentration de NTA et de l'EDTA dans les cours d'eau suisses. Les valeurs moyennes annuelles de 1985 à 1990 sont calculées à partir des échantillons moyens du NADUF.

ceci afin d'étudier le comportement chimiodynamique du NTA et de l'EDTA dans un volume d'eau en écoulement, c'est-à-dire dans "l'onde d'écoulement". La Glatt se prête bien à de telles études, car la charge principale provient du haut de la vallée, zone d'agglomération relativement dense. Dans son cours inférieur, il n'y a plus guère de déversements supplémentaires. Immédiatement avant de procéder aux mesures du NTA et de l'EDTA, les conditions hydrauliques de la Glatt ont été analysées à l'aide d'un colorant fluorescent.

La concentration de NTA et d'EDTA mesurée à la station supérieure (Rüm-lang) a été saisie comme fonction d'entrée, dans le programme de simulation, puis on a procédé aux calculs de simulation avec des périodes de demi-vie variables pour caractériser l'élimination des substances. De cette manière, les concentrations mesurées peuvent être comparées aux valeurs calculées.

Au mois de juillet 1991, les valeurs de NTA vers Rüm-lang ont présenté un flux journalier très marqué, avec des valeurs minimales d'env. 5 µg/l entre 10 et 12 h,

et avec des valeurs maximales de 65 µg/l à 19 h (fig. 6). Le même phénomène, mais avec des valeurs moindres, a pu être constaté dans les stations de Niederglatt et de Rheinsfelden. Les courbes tracées à la fig. 6 montrent les valeurs de concentration calculées, avec pour hypothèse qu'une demi-vie de dégradation biologique de 0.35 jours (env. 8 h) détermine le comportement du NTA. Pour la station de mesure de Niederglatt, les valeurs mesurées et les valeurs calculées concordent parfaitement. Les valeurs mesurées entre Niederglatt et Rheinsfelden indiquent une dégradation plus rapide que celle constatée dans le cours supérieur. On constate également une meilleure concordance dans le cours inférieur lorsque les calculs sont effectués à l'aide d'un modèle tenant compte du fait que la biodégradation du NTA se déroule avant tout sur le fond de la rivière. Des études analogues entreprises au cours de l'été 1989 et de l'hiver 1991 ont donné les mêmes résultats. La recherche effectuée au cours de l'hiver 1991 a montré que les basses températures n'amoindrissent pas la biodégradabilité du

NTA dans la Glatt.

La fig. 7 montre les résultats relatifs à l'EDTA, les calculs par modèle ne tenant toutefois pas compte de la dégradation. On peut en déduire qu'une élimination de l'EDTA se produit dans la Glatt, car les valeurs mesurées se trouvent nettement en dessous des concentrations calculées. On sait, d'après les publications consacrées à ce sujet, que le complexe fer-EDTA peut subir une dégradation photochimique (photolyse).

Les études préliminaires sur la base d'échantillons prélevés dans le rejet de la station d'épuration d'Opfikon-Kloten et dans la Glatt ont également montré qu'une partie de l'EDTA subit une photolyse rapide. L'objectif de la thèse de doctorat de F. G. Kari à l'EAWAG est l'estimation de la vitesse de dégradation photochimique de l'EDTA dans la Glatt. Dans ce but, les études analytiques dans l'environnement présentées ici seront complétées et accompagnées d'expériences en laboratoire.

6. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

L'interdiction des phosphates en vigueur en suisse depuis cinq ans n'a amené aucune augmentation des teneurs en NTA dans les cours d'eau suisses. En raison de l'harmonisation internationale en Europe, il faut s'attendre à un recul de l'utilisation de NTA comme substance de remplacement des phosphates. On constate les premiers signes d'une régression de la concentration résiduelle de NTA dans les eaux. La mauvaise dégradabilité de l'EDTA entraîne des teneurs élevées dans les eaux, de sorte qu'il faudrait s'efforcer d'en promouvoir un usage encore plus restrictif. Les études chimiodynamiques effectuées dans la Glatt montrent cependant clairement qu'un processus significatif de dégradation photochimique s'y déroule.

Pour résoudre les problèmes écologiques posés par les substances chimiques NTA et EDTA, la combinaison d'études de surveillance et de chimiodynamique dans le terrain s'est révélée efficace. Ces deux méthodes de recherche devraient être également utilisées pour d'autres produits chimiques polluants.

Les études de chimiodynamique effectuées dans la Glatt bénéficient du soutien généreux d'une bourse de doctorat accordée par la Fondation Gottlieb Daimler et Karl Benz

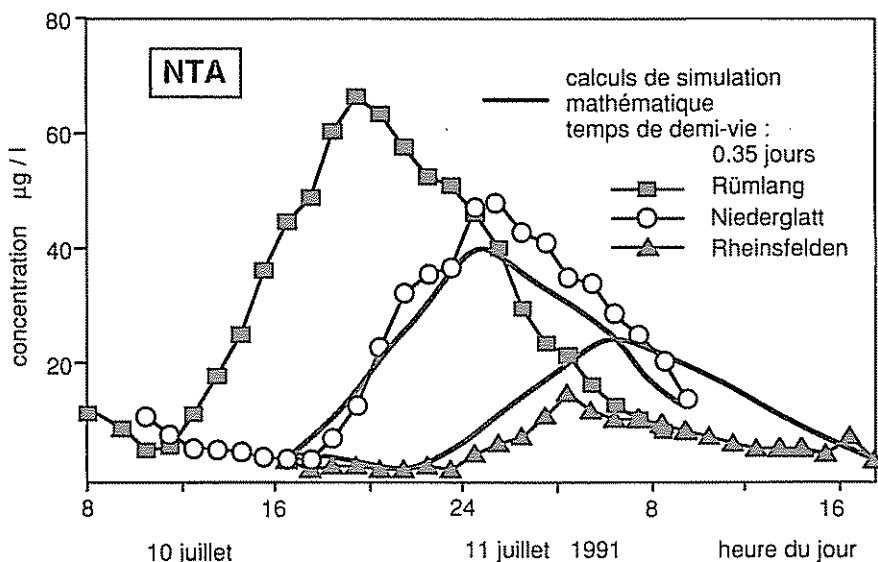


fig. 6
Courbes de la variation journalière de la concentration de NTA dans la Glatt (canton de Zurich).

Les mesures ont été effectuées pour des prélèvements d'une heure. Les différences considérables de concentration près de Rümlang s'expliquent par la variation journalière de la concentration résiduelle de NTA dans le rejet de la station d'épuration, surchargée, d'Opfikon-Glattbrugg. Les valeurs mesurées le plus haut en amont (Rümlang) ont été utilisées comme fonction d'entrée pour les calculs de simulation mathématique.

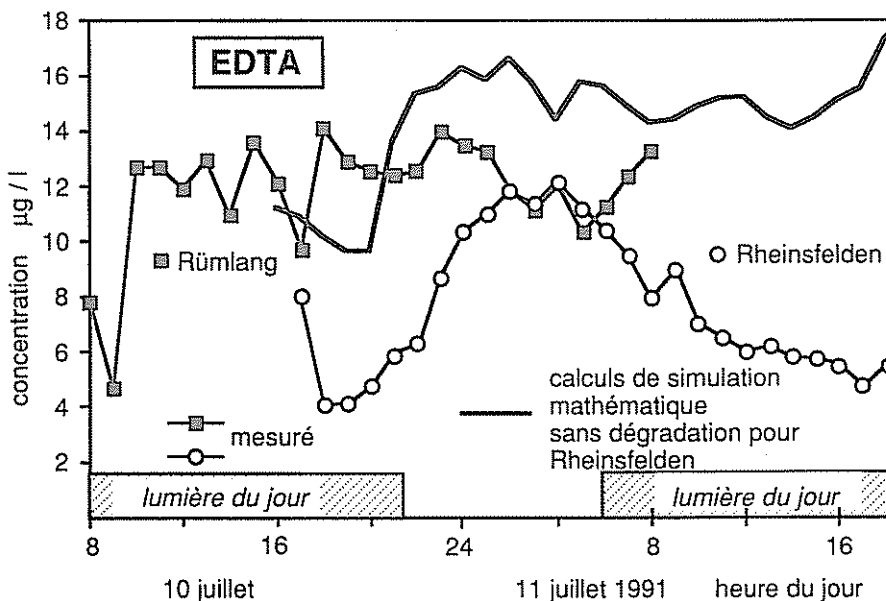


fig. 7
Courbes de la variation journalière de la concentration de l'EDTA dans la Glatt (canton de Zurich)

Même échantillonnage et base de simulation que pour la fig. 6.

- [1] Alder A.C., Siegrist H., Gujer W. and Giger W. (1990): Behaviour of NTA and EDTA in Biological Wastewater Treatment, *Water Research*, 24, 733-742.
- [2] Siegrist H., Alder A., Gujer W. und Giger W. (1988): Verhalten der organischen Komplexbildner NTA und EDTA in Belebungsanlagen, *Gas - Wasser - Abwasser*, 68, 101-109.
- [3] H. Rosknecht (1991): Die Entwicklung der NTA- und EDTA-Konzentrationen im Bodensee und in einigen Bodensee-Zuflüssen von 1985 bis 1990, Bericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee, 41, 1-19.
- [4] Houriet, J.P. (1990 and 1988): Entwicklung der Konzentrationen des Waschmittelphosphatersatzstoffes „NTA“ in den Gewässern. *Umwelt Schweiz (BUWAL-Bulletin)*, 3/90, 28-39 und *BUS-Bulletin*, 1/88, 42-53.
- [5] Müller, E., (1986): Entwicklung der NTA-Konzentrationen in den Schweizer Gewässern. *BUS-Bulletin*, 3/86, 4-9.

LES MÉTAUX LOURDS DANS LES COURS D'EAU

LAURA SIGG

Les métaux lourds (comme le plomb (Pb), le zinc (Zn), le Cadmium (Cd) et le cuivre, Cu) forment une catégorie particulière de polluants chimiques des eaux; leur présence est due en grande partie à des activités anthropogènes, et ils proviennent d'origines diverses. Les formes chimiques sous lesquelles les métaux lourds apparaissent dans les cours d'eau, revêtent une importance décisive pour leur sort et les effets qu'ils produisent. Voilà pourquoi nous traiterons ici en premier lieu des conditions chimiques qui influencent la distribution des métaux lourds dans les eaux, en particulier leur répartition entre solution et matières en suspension.

1. CONCENTRATIONS DE MÉTAUX LOURDS DANS LES COURS D'EAU ET OBJECTIFS DE QUALITÉ

Le tableau 1 rassemble quelques exemples de concentrations de métaux dans les cours d'eau et fournit des bases pour les objectifs de qualité. Les objectifs de qualité pour les métaux lourds passent pour être très élevés dans l'ordonnance sur le déversement des eaux usées de 1975; à cette époque, ils n'étaient pas fixés sur la base de points de vue écotoxicologiques. Dans l'étude de Melimex [1], effectuée voilà quelques années par l'EAWAG, on a pu démontrer que les concentrations autorisées par l'ordonnance de 1975 produisent des effets toxiques sur certains organismes. De nombreux travaux de recherche ont démontré les effets nocifs de

faibles concentrations de métaux sur les organismes sensibles, comme les algues. De nouvelles bases ont été établies pour les objectifs de qualité, particulièrement aux Pays-Bas [2]; elles reposent sur des points de vue écotoxicologiques. Les concentrations de métaux ne devraient pas être nocives, même pour des organismes sensibles; pour cela, on a établi les "non effect level" les plus bas pour chaque élément à partir des sources bibliographiques existantes. Selon les éléments, ces valeurs reposent sur les effets toxiques produits sur les algues, les daphnies ou les poissons. Devraient être considérées comme objectifs de qualité seules les concentrations dissoutes de métaux qui sont directement à disposition des organismes. Toutefois, les formes chimiques (espèces chimiques)

Tab. 1: Concentrations dans les cours d'eau et objectifs de qualité en $\mu\text{g/l}$ (*=dissous et **=total)

Concentrations mesurées: échantillons moyens NADUF (Moyennes annuelles): Rhin Village Neuf (VN) 90, Rhin Rekingen (Rek) 90, Birs Munchenstein 89; **Echantillons instantanés:**(valeur médiane): Glatt Rümliang 1986/87. **Colonne d'eau du lac de Zurich 1983/84.** **Eaux non polluées:** référence [3]; estimation à partir de différents cours d'eau; Rhin NL pour Rhin non pollué aux Pays-Bas calculé d'après des données sédimentaires [Commission centrale du Rhin].

Objectifs de qualité: OQ 75 =ordonnance CH 1975; OQ NL 89=rapport des Pays-Bas [2]; OQ nouveau = propositions pour la révision de l'ordonnance

#: seulement composés organiques de l'étain

-: pas d'objectifs

?: en discussion

Element	Concentrations mesurées en $\mu\text{g/l}$							Objectifs de qualité en $\mu\text{g/l}$			
	Eaux suisses				Eaux non polluées						
	échantillons moyens NADUF (moyennes annuelles)			échantillons instantanés: (valeur médiane)		colonne d'eau	[3]	Rhin (NL)	OA 75	OA NL 89	OA nouv.
	Rhin VN 90**	Rhin Rek 90**	Birse 89**	Glatt Rü*	Glatt Rü**	lac de ZH**	*	*	*	*	*
As								1.5	10	12	5
Ba									500	-	?
Pb				0.3	1.4	0.02-0.1	<0.2	0.07	50	1.3	1
Cd	0.13	0.12	0.25	0.07	0.10	0.01	<0.05	0.003	5	0.025	0.03
Cr(III)									50		
Cr(tot.)	0.7	0.4				0.2-0.5	<0.1	0.5	-	2.5	-
Cr(VI)									10	-	2
Fe	100					5-20			1000	-	-
Co									50	-	?
Cu	2.7	2.0	3.7	2.6	3.7	0.4-0.8	<0.5	0.9	10	1.3	2
Ni	3.1	2.1					<0.3	7	50	7.5	5
Hg	0.01						<0.02	0.002	1	0.005	0.01
Ag									10	-	?
Zn	11	7	145	11	14	1-3	<5	1.3	200	6.5	5
Sn									500	#	?

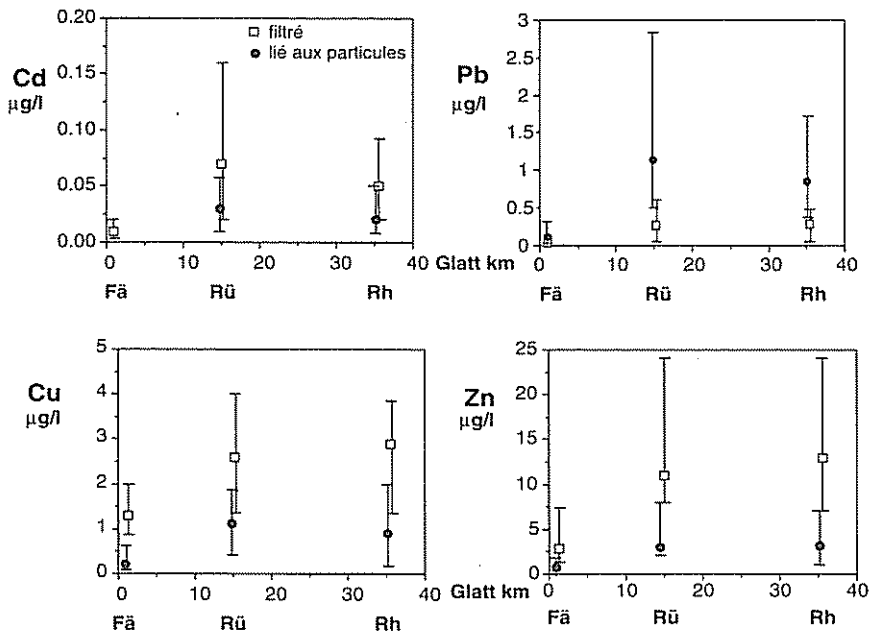


fig. 1
Concentrations de Cd, Cu, Pb et Zn dans des échantillons filtrés et des matières en suspension prélevés dans la Glatt à Fällanden (Fä, sortie-du lac), Rümli (Rü) et Rheinsfelden (Rh); valeur médianes à partir de 17 échantillons instantanés (1986-1988).

jouent un grand rôle dans les effets biologiques, c'est pourquoi les concentrations totales dissoutes donnent des informations limitées. Les valeurs naturelles géogènes (déterminées par l'environnement géologique) sont un autre critère, ou les valeurs actuelles d'eaux peu polluées. Les valeurs actuellement en discussion pour la révision de l'ordonnance reposent sur les données du rapport néerlandais et sur les concentrations des cours d'eau non pollués; elles sont beaucoup plus basses que celles de l'ordonnance de 1975. Le mercure pose des problèmes particuliers, comme il s'agit d'un élément hautement toxique, susceptible d'être également accumulé dans les organismes et dans la chaîne alimentaire. Les nouveaux objectifs de qualité se trouvent à un facteur 100 en dessous de l'ancienne valeur.

Pour effectuer une comparaison avec les objectifs de qualité, les concentrations mesurées dans diverses eaux courantes, dans le lac de Zurich (colonne d'eau), et dans la Glatt au moyen d'échantillons instantanés filtrés (valeurs moyennes) dont indiqués. Les valeurs mesurées dans le Rhin à Village-Neuf et à Rekingen et dans la Birse près de Münchenstein sont des valeurs moyennes annuelles du programme NADUF, qui toutefois comprennent également des métaux liés aux matières en suspension. La Birse constitue un exemple d'une rivière considérablement polluée par les

métaux, en particulier par le zinc et le cuivre. Les concentrations des eaux non polluées reposent sur des données fournies par la Commission du Rhin. Les valeurs mesurées s'approchent des nouveaux objectifs de qualité ou sont légèrement plus élevées. Lors de l'application de ces nouveaux objectifs de qualité, la charge en métaux lourds devrait faire l'objet d'une nouvelle estimation. En cas de valeur élevées, il conviendrait d'examiner de cas en cas les origines de la présence de métaux lourds. Pour divers éléments tels que Co, Ag, Ba, on ne dispose pas d'éléments suffisants concernant leurs concentrations dans les cours d'eau.

2. RÉPARTITION DES MÉTAUX ENTRE L'EAU ET LES SUBSTANCES EN SUSPENSION

La répartition entre les métaux dissous et les métaux liés à des particules joue un rôle non négligeable, car les dépôts dans les sédiments et le transport des métaux en dépendent. Il existe des interactions entre les ions métalliques en solution et les matières en suspension particulières; les métaux peuvent avant tout y être liés par adsorption (liaison à la surface). La sédimentation des particules provoque le dépôt des ions métalliques dans les sédiments; une resuspension des sédiments et une nouvelle dissolution peuvent occasionner un retour des métaux dans les eaux. Les ions mé-

talliques dissous sont directement à disposition pour être absorbés par des organismes. De même, seuls les ions métalliques dissous dans l'eau peuvent s'infiltrer directement dans les eaux souterraines. Les concentrations métalliques en solution sont constituées d'innombrables formes chimiques, à savoir les ions métalliques libres, les complexes inorganiques, les complexes organiques avec des substances naturelles telles que les acides humiques et des complexes avec des agents complexants synthétiques tels que le NTA et l'EDTA. L'article de W. Giger indique les sources et les concentrations actuelles de ces deux substances. Nous ne traiterons ici que de leur signification pour les métaux lourds, car ces agents complexants sont suspectés d'augmenter la quantité de métaux lourds dans les eaux.

La fig. 1 présente quelques résultats d'une étude effectuée dans la Glatt, au cours de laquelle les concentrations ont

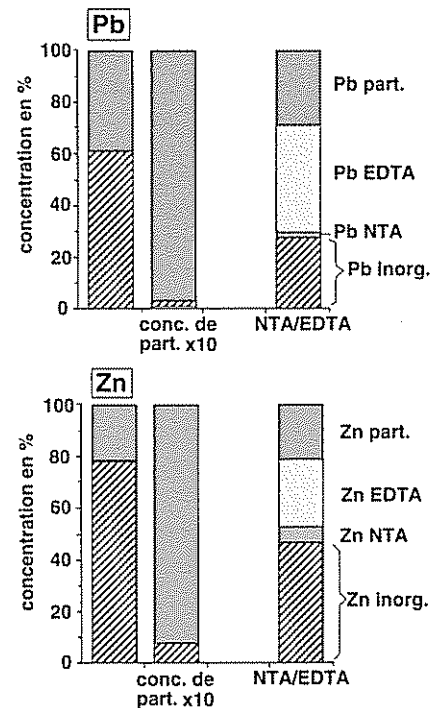


fig. 2
Calcul de la répartition (à l'équilibre) de Pb et Zn sous forme particulaire (Pb et Zn part.), Pb et Zn en complexes inorganiques (Pb et Zn inorg.) et complexes d'EDTA et de NTA, pour des concentrations typiques dans la Glatt. Dans le premier exemple, on suppose une concentration de matières en suspension de 3,5 mg/l, dans le second elle est 10x plus élevée. Dans le 3^{ème} exemple, EDTA = 7.2 x 10⁻⁶ M et NTA = 3.8 x 10⁻⁶ M, pour 3,5 mg/l de matières en suspension.

été mesurées dans des échantillons instantanés filtrés ainsi que dans les matières en suspension. La hausse des concentrations métalliques le long de la Glatt depuis l'effluent du lac jusqu'à l'embouchure dans le Rhin apparaît clairement.

Env. 20 à 30 % de Zn et Cu sont liés à des matières en suspension, le reste est dissous. La situation du plomb est différente; la plus grande partie du plomb est liée aux matières en suspension.

Cette répartition entre la phase dissoute et particulaire doit être interprétée comme le résultat d'interactions chimiques. Pour cela, il est nécessaire de tenir compte de la concurrence entre la liaison de surface et la liaison avec les agents complexants dissous. Dans la quantification de ces interactions, le problème principal consiste à déterminer de manière quantitative les interactions avec les surfaces naturelles des particules. Plusieurs études ont été menées à cet effet [4,5]. Des matières en suspension ont été prélevées dans la Glatt, et on a procédé à des expériences en laboratoire sur la liaison du Zn et du Pb, ce qui a permis la quantification de la force de liaison sur les surfaces de ces matières en suspension, ainsi que la capacité de liaison. Seules de faibles différences sont apparues dans la force de liaison des particules prélevées dans la Glatt à des moments différents et à divers endroits. Ces résultats permettent à présent de calculer la répartition des métaux entre l'état dissous et les substances en suspension pour divers cas, en supposant un équilibre des diverses réactions. A ce sujet, les effets des concentrations de substances en suspension et des agents complexants dissous s'avèrent particulièrement intéressants. Nous citerons pour exemple une répartition typique du Pb et du Zn, présentées à la fig. 2, en cas de concentrations de particules relativement basses. Un décuplement de la concentration des particules apparaît, la répartition se décale en faveur des ions métalliques liés à des particules. On est parvenu à mesurer un exemple de cet effet dans la Glatt lors d'un orage. A cette occasion, la concentration des matières en suspension a fortement augmenté en l'espace de quelques heures (voir article de O. Wanner); de même, la concentration totale de Pb (y compris le Pb des substances en suspension) s'est également accrue. La proportion de Pb en solution a cependant baissé en présence des concentrations élevées des matières en suspension (fig. 3). Cet effet peut être reconstitué à l'aide de calculs avec la liaison en surface; autrement dit l'augmentation de la concentration des substance en suspension correspond à une hausse du nombre de sites de liaison aux surfaces. La concordance entre les valeurs calculées et mesurées est limitée en raison du nombre d'hypothèses formulées lors des calculs.

3. RÔLE DES AGENTS COMPLEXANTS NTA ET EDTA

Les apports de NTA et d'EDTA fournissent des agents complexants supplémentaires au système et leur rôle dans ces interactions doit être pris en compte.

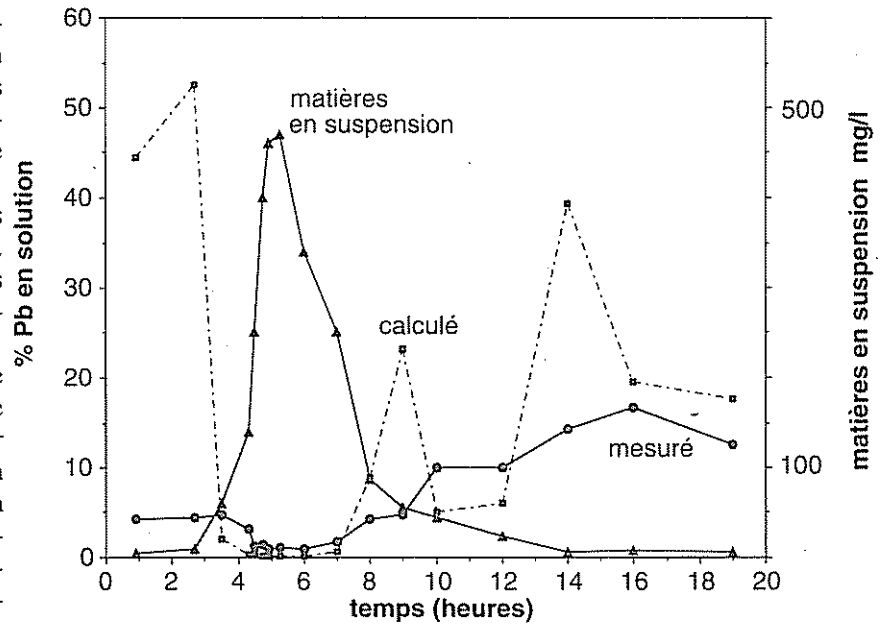


fig. 3

Proportion de Pb en solution durant une crue due à un orage dans la Glatt; mesurée dans des échantillons filtrés [6], calculée sur la base de la liaison de Pb sur les surfaces de la matière en suspension (B. Müller, rapport interne).

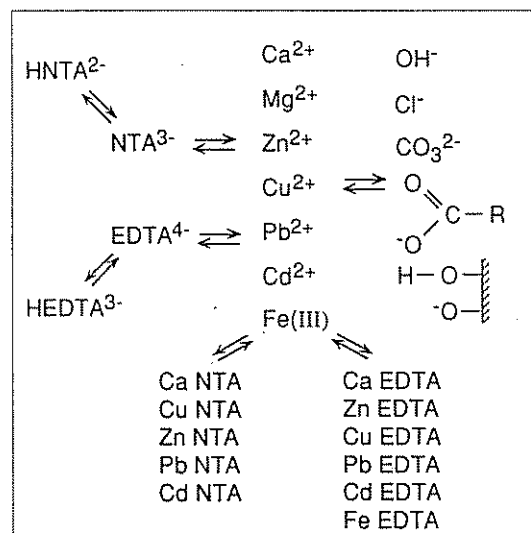


fig. 4

A quelles interactions entre les métaux lourds et les agents complexants NTA et EDTA faut-il s'attendre? Un schéma.

Ici se pose en particulier la question de savoir dans quelle mesure ces agents complexants peuvent retenir des quantités supplémentaires de métaux en solution. Les concentrations typiques de NTA et d'EDTA varient entre 10^{-8} et 10^{-7} M. Cette fourchette de concentration correspond à celle des métaux Zn et Cu et dépasse la concentration typique de Cd et de Pb (fourchette de 10^{-10} - 10^{-9} M, et 10^{-9} - 10^{-8} M). En comparaison, les concentrations des ions principaux Ca et Mg, liés également au NTA et à l'EDTA sont supérieures de plusieurs ordres de grandeur (10^{-4} - 10^{-3}).

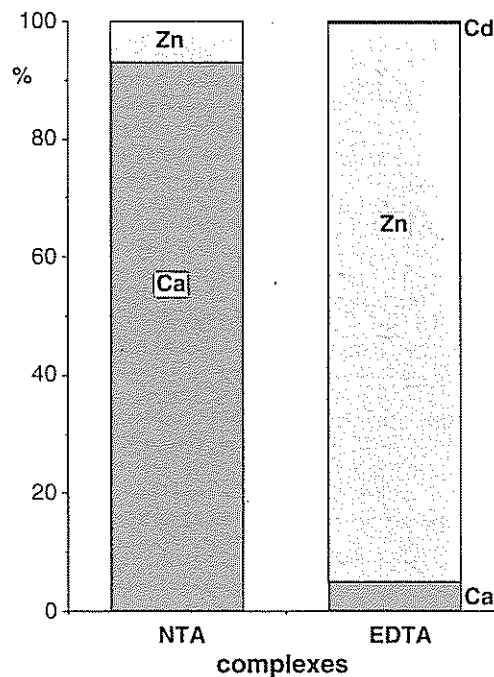
Afin de pouvoir estimer les effets de NTA et de EDTA, il convient de considérer un système chimique très complexe (fig. 4). Le NTA et l'EDTA peuvent en effet former des complexes avec tous les cations en présence, particulièrement avec des cations principaux comme le Ca et le Mg.

D'autre part, ces cations forment également des liaisons avec divers autres agents complexants en solution et avec les surfaces des particules. Il faut tenir compte en même temps de toutes ces réactions

fig. 5
Calcul de la répartition (à l'équilibre) de NTA et EDTA sur les complexes avec différents cations. Calculé avec:

NTA = 1×10^{-7} M,
EDTA = 5×10^{-8} M,
Ca = 1.5×10^{-3} M,
Zn = 2.5×10^{-7} M,
Cu = 2.5×10^{-8} M,
Cd = 1×10^{-9} M,
pH = 7.8.

La formation de complexes de Cu et de Zn avec des ligands organiques naturels (1.5×10^{-7} M) a été également prise en compte.



lors de calculs d'équilibres sur la répartition des espèces de NTA et d'EDTA. Comme il est impossible de définir directement celles-ci, les calculs d'équilibre peuvent fournir des indices sur la liaison de divers éléments avec le NTA et l'EDTA, mais il faut toutefois forger de nombreuses hypothèses (avant tout concernant la liaison à des ligands naturels organiques). S'y ajoute le fait que les réactions d'échange entre les différents métaux ne se déroulent dans certains cas que lentement, de telle sorte que l'équilibre ne peut être atteint qu'après des périodes prolongées. Compte tenu de ces restrictions, quelques exemples de tels calculs d'équilibre sont présentés ici. Pour un cas typique, à savoir les concentrations relevées dans la Glatt, nous obtenons le résultat suivant (fig. 5): le NTA est principalement lié au Ca et seulement lié dans une faible proportion aux métaux lourds; par contre, seule une petite partie de l'EDTA est liée au Ca, les liaisons avec le Zn et le Cd étant beaucoup plus importantes. Cet exemple montre les différences de tendances de liaisons du

NTA et de l'EDTA. Il prouve également que l'EDTA a une plus forte tendance à se lier avec les métaux lourds.

La répartition de Zn et de Pb dans la fig. 2 peut être également calculée sous l'influence du NTA et de l'EDTA. En présence de concentrations moyennes d'EDTA et de NTA dans la Glatt, la répartition de Zn et de Pb se décale quelque peu en faveur des espèces dissoutes. L'influence du NTA est alors négligeable, celle de l'EDTA plus importante. Pour de nombreux effets, les concentrations de métaux libres sont déterminantes; elles baissent toutefois en présence d'agents complexants. Ces phénomènes, en particulier l'influence de l'EDTA sur les liaisons des métaux avec les sédiments devront faire l'objet d'une étude plus poussée.

CONCLUSIONS ET RÉSUMÉ

En raison d'apports anthropogènes, les métaux lourds manifestent une présence accrue (Zn, Cu, Pb) dans de nombreux cours d'eau en comparaison avec des concentrations naturelles. Les nouvelles bases des objectifs de qualité pour

la présence de métaux lourds dans les cours d'eau reposent sur les effets qu'ils exercent sur les organismes sensibles, c'est pourquoi on vise de faibles concentrations, dont la détermination exige des méthodes d'analyse complexes.

La répartition entre les phases particulaire et dissoute résulte d'interactions chimiques avec des matières en suspension et en solutions; on peut l'interpréter comme une concurrence entre les liaisons aux surfaces et des interactions avec des ligands dissous. Des indices simples montrent que la concentration de matières en suspension joue un rôle important; dans les situations de crues avec des concentrations de matières en suspension élevées, les concentrations de métaux totales et particulaires subissent une forte hausse, tandis que la proportion des concentrations dissoutes baisse.

L'influence des agents complexants NTA et EDTA sur les métaux lourds doit être considérée dans le cadre des interactions complexes entre les ions métalliques, les composants solubles, les matières en suspension et les sédiments, ce qui rend l'évaluation difficile. Les concentrations actuelles de NTA n'exercent probablement aucune influence sur les concentrations de métaux et sur leurs liaisons avec des matières en suspension. L'influence des concentrations existantes d'EDTA pourrait être plus importante et exige un examen plus attentif.

[1] Gächter, R. Schweiz. Z. Hydrol. 41, 169-176 (1979).
 [2] "Chancen für Wasserorganismen", Eine ökologische Fundamentierung der Qualitätsziele für Wasser und Sediment. Bericht D.B.W. / RIZA Nr. 89.016, Lelystad, 1989.
 [3] Wachs, B. Gas, Wasser, Abwasser 130, 277-284 (1989).
 [4] Müller, B. Diss. ETHZ Nr. 8988 (1989).
 [5] Müller, B., Sigg, L. Aquatic Sci. 52, 75-92 (1990).
 [6] Gujer, W., V. Krejci, R. Schwarzenbach und J. Zobrist. Gas, Wasser, Abwasser 62, 298-311 (1982).

Littérature de l'article de Roland Schertenleib aux pages 39-44

[1] The World Resources Institute, (1988): World Resources 1988-89
 [2] Brown, Lester R., et al. (1990): State of the World. Worldwatch Institute, Washington.
 [3] Sigurdson, J., (1977): Water Policies in India and China: Ambio, 6; No. 1
 [4] Bandyopadhyay, J., (1989): Riskful Confusion of Drought and Man-Induced Water Scarcity: Ambio, 18; No. 5
 [5] United Nations (1990): Achievements of the International Drinking Water Supply and Sanitation Decade 1981-1990; Report of the Economic and Social Council, New York.
 [6] Meybeck, M., et al. (1990): Global Environment Monitoring System: Global Freshwater Quality. Published by WHO/UNEP.
 [7] GEMS: Global Environmental Monitoring System (1990): GEMS/Water Data; Summary 1985-1987. Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Canada
 [8] Internationale Kommission zum Schutze des Rheins (1990): Zahlentafeln der physikalisch-chemischen Untersuchungen des Rheinwassers für das Jahr 1989.

LA QUALITÉ DES EAUX EN CAS DE PLUIE . SIMULATION DU TRANSPORT DE PARTICULES

OSKAR WANNER ET PETER REICHERT

1. IMPORTANCE DES PARTICULES

Les fines particules organiques, sources de nourriture et d'énergie, jouent un rôle important pour les biocénoses des cours d'eau. Les particules assument également une fonction importante de supports de substances polluantes, qui adsorbent à la surface des particules. Le dépôt de particules organiques et inorganiques sur le fond des eaux peut affecter l'approvisionnement en oxygène des organismes qui y vivent. Il peut également modifier l'échange hydrique entre l'onde d'écoulement et les bas-fonds, ainsi que détruire l'espace vital des habitants de l'hyporhéal (v. article de Andreas Frutiger). On a pu établir un rapport quantitatif entre la richesse des fins sédiments et l'émergence des poissons ainsi qu'entre le colmatage du fond de la rivière et le nombre de poissons de moins d'une année (voir exemple Wigger-Buechwigger dans l'article d'Armin Peter). En raison du lessivage de dépôts accumulés par temps sec et de la force d'entraînement croissante avec le débit de l'eau, les charges de particules en cas de pluie n'augmentent pas seulement considérablement dans le cours d'eau lui-même, mais aussi dans les affluents. L'alternance entre les périodes de temps sec et les averses assume une fonction particulièrement importante pour le bilan de particules dans les cours d'eau.

On entend ici par "particules" la totalité des substances non dissoutes. Elles ne sont donc pas différenciées d'après leur grain, et seulement de façon limitée d'après leur type, organique ou inorganique. Par contre, on distingue les particules dans l'onde d'écoulement (total des substances en suspension TSS) et les particules déposées dans le fond. Sur la base de ces hypothèses très schématiques, nous avons mis au point un modèle mathématique décrivant l'échange de particules entre le fond et l'onde d'écoulement ainsi que le transport advectif des particules dans le cours d'eau. Ce modèle représente un instrument de travail pour la mise en valeur de données recueillies sur le terrain et pour la quantification des processus essentiels de la dynamique des particules dans les cours d'eau. La modèle de calcul ne se prête toutefois pas à une étude détaillée des

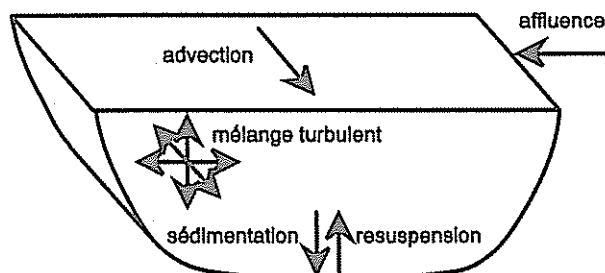


fig. 1

Processus importants pour le transport de particules dans une rivière du Plateau suisse.

mécanismes qui régissent ces processus, car ils présentent une grande complexité et n'ont guère fait l'objet de recherches jusqu'ici.

2. MODÉLISATION DU TRANSPORT DE PARTICULES

2.1. Les processus essentiels pour le transport de particules

La fig. 1 montre les processus pris en compte dans le modèle de simulation. Ceux-ci comprennent le transport advectif et le mélange turbulent dans l'onde d'écoulement, la sédimentation et la resuspension des particules. La charge de particules dans les eaux est décrite par des affluents latéraux ponctuels ou diffus. Le modèle ne tient pas compte du dépôt de particules à la surface de l'eau (chute de feuillage, dépôts secs et humides), de la production de biomasse et de la dégradation de matériaux organiques particuliers dans les eaux, ainsi que du charriage de matériaux sur le fond des cours d'eau. En conséquence, le modèle ne s'applique que dans les situations où l'influence des processus ignorés sur la dynamique des particules est négligeable en comparaison des processus pris en compte. Dans les cours d'eau du Plateau suisse, au fond peu incliné et dont la pollution est principalement d'origine anthropogène, de telles situations se rencontrent, à condition toutefois qu'aucun déséquilibre majeur ne s'instaure entre les processus de production et de dégradation.

2.2 Modèle mathématique du transport de particules

La description mathématique du transport s'effectue à l'aide d'un modèle dynamique unidimensionnel. La simula-

tion du courant se base sur les équations de St-Venant, celle du transport sur l'équation de transport unidimensionnelle en tenant compte en plus des effets de rétention dans les zones des rives des cours d'eau [1].

La description mathématique de la sédimentation émet l'hypothèse que le taux de ce processus est égal au produit de la concentration et de la vitesse de sédimentation des particules en suspension divisées par la profondeur de l'eau. La bibliographie fournit une formule [2], à l'aide de laquelle la vitesse de sédimentation peut être calculée en fonction du diamètre, de la forme et de la densité de la particule, ainsi que des paramètres physiques de l'eau. Cette formule permet de calculer, pour des fines particules anorganiques d'un diamètre de 10 μm à 1 mm, des vitesses de sédimentation d'un ordre de grandeur de 10^{-4} à 10^{-1} ms^{-1} . La formule ne s'applique pas aux fines particules organiques, parce qu'ici la vitesse de sédimentation est essentiellement déterminée par des interactions chimico-physiques entre les particules elles-mêmes et avec d'autres substances contenues dans l'eau. Au cours d'une expérience, on a pu mesurer, pour les cellules d'algue, une vitesse de sédimentation moyenne de 5×10^{-6} ms^{-1} .

La description mathématique de la resuspension des fines particules déposées sur le fond se base sur l'observation suivante: ce processus n'intervient que lorsque la force de frottement dépasse une certaine valeur critique. Ce phénomène s'explique comme suit: de puissantes forces de liaison entre les surfaces des fines particules donnent aux dépôts, en-dessous d'une limite de charge mécanique critique, une certaine solidité. Au-dessus de cette limite, on ad-

met que le taux de resuspension est proportionnel à la quantité des particules contenues dans le sédiment et à la différence entre les poussées du fond actuelle et critique.

3. APPLICATION DU MODÈLE À LA GLATT

3.1 L'orage du 10 juillet 1981 sur Zurich

Après une période de cinq semaines sans précipitations massives, un violent orage a éclaté au-dessus de Zurich le soir du 10 juillet 1981. Au cours de cet orage, on a prélevé de nombreux échantillons et mesuré des paramètres de qualité dans la station d'épuration (ARA) de Zurich-Glatt, dans la Glatt près de Glattfelden, ainsi qu'à d'autres endroits [3]. La présente étude sur le transport de particules dans la Glatt se base en grande partie sur les données recueillies au cours de la campagne de mesures mentionnée plus haut. Cet ensemble de données se prête particulièrement bien à une mise en valeur à l'aide d'un modèle mathématique, en raison de son étendue, et parce que les séries chronologiques enregistrées simultanément pour de nombreux paramètres de qualité sont très révélatrices à cause de l'élévation de la dynamique d'écoulement pendant l'orage. En outre, le calcul à l'aide du modèle s'est trouvé facilité par le fait que l'apport d'eau de pluie s'est effectué de manière très ponctuelle et qu'il n'a touché que la région de Zurich (fig. 2). Les crues provoquées par un petit orage au-dessus de Bülach s'étaient déjà apaisées à l'arrivée de la vague de crues en provenance de Zurich.

Le tableau 1 contient la synthèse de données rassemblées sur le terrain et utilisée comme grandeurs d'entrée et de but pour la modélisation du transport de plomb et de particules. L'étude concerne également le plomb, parce que ce métal lourd se présente en grande partie sous forme particulaire, et que son transport est étroitement lié à celui de particules. Le tableau 1 montre que la charge des particules en suspension par temps sec provient essentiellement de sources situées en amont de Zurich, principalement du Greifensee. La charge de particules déversée par l'ARA Zurich-Glatt a subi une forte hausse à la suite de l'orage. La quantité des particules évacuées dans la Glatt à partir de cette ARA, est toutefois minimale en comparaison des charges mesurées en même temps dans la Glatt près de Glattfelden. L'ARA

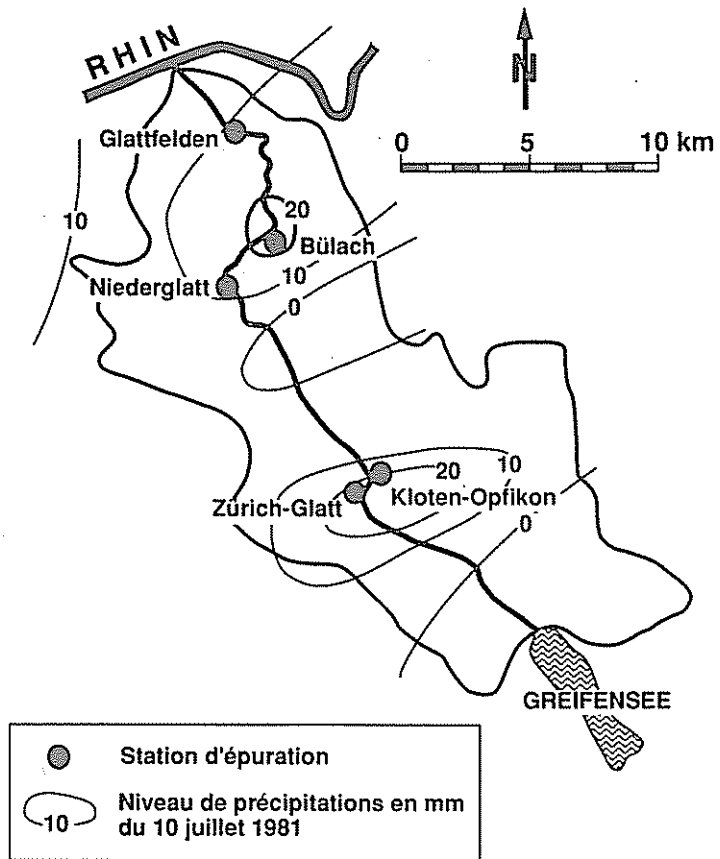


fig. 2
L'orage du 10 juillet 1981 dans la vallée de la Glatt

Zurich-Glatt constitue la source principale de plomb par temps sec. Au cours de l'orage, la quantité de plomb déversée ici a subi une si forte hausse qu'elle a même dépassé les valeurs mesurées près de Glattfelden. Les mesures par temps sec figurant dans le tableau 1 datent d'années différentes et doivent être donc corrigées en partie d'après la situation de 1981. Même si les chiffres deviennent ainsi incertains, il permettent toutefois de distinguer les sources importantes, négligeables et les flux massifs.

3.2 Estimation des paramètres de modélisation

Comme la structure du modèle est déjà définie, il suffit de déterminer les valeurs des paramètres de celui-ci pour l'appliquer à la Glatt. En dépit d'une relative simplicité dans la description de chaque processus, huit valeurs de paramètre doivent être fixées. Seul le fait que divers groupes de paramètres peuvent être définis par des calculs indépendants, rend possible cette opération. L'exemple de l'ammonium illustre cette stratégie. Comme l'ammonium se

tab. 1
Charge de particules et de plomb de la Glatt

	particules suspendues [kg]	plomb total [kg]
Charge journalière moyenne pour la sécheresse de 1981		
- Glatt au-dessus de Zurich	6700 [4,5]	0,5 [4,6]
- Ecoulement d'ARA Zurich-Glatt	590 [5]	0,8 ^{a)} [7]
- Ecoulement des ARA entre Zurich et Glattfelden	310 [5]	0,1 [6]
Charge totale pour l'orage du 10.7.1981		
- Ecoulement + décharge d'ARA Zurich-Glatt ^{b)}	2700 [3]	19,5 [3]
- Glatt près de Glattfelden ^{c)}	58000 [3]	15,3 [3]

a) Correction à l'aide de [8] pour la situation en 1981

b) Additionné sur 1,5 heures

c) Additionné sur 6 heures

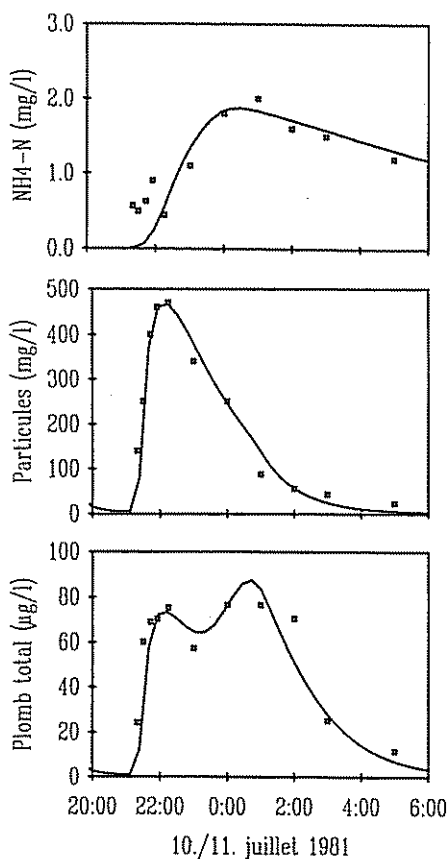


fig. 3
Séries de concentration en fonction du temps, mesurées (carrés) et calculées (courbes continues) pour l'ammonium, les particules en suspension et le plomb total dans la Glatt près de Glattfelden

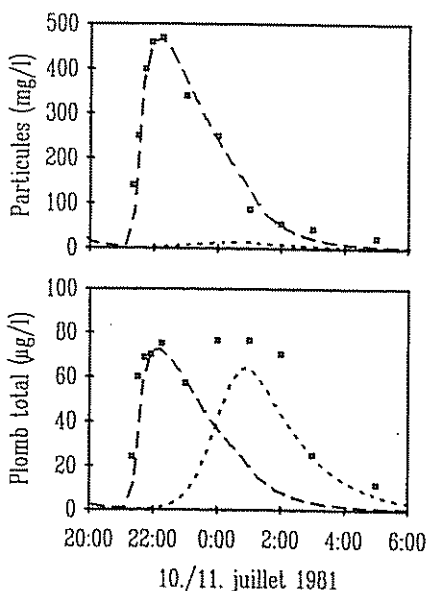


fig. 4
Séries de concentration en fonction du temps, mesurées (carrés) et calculées (courbes continues) pour les particules en suspension et le plomb total dans la Glatt près de Glattfelden, réparties dans les quantités enregistrées dans le sédiment (traits longs) et dans la part charriée à Zurich (traits courts)

présente sous forme dissoute, son transport ne dépend que de l'hydraulique et ne subit aucune influence de la sédimentation et de la resuspension. L'adaptation aux valeurs mesurées (fig. 3) des séries de concentration en fonction du temps de l'ammonium calculées pour Glattfelden, permet d'estimer les valeurs des paramètres hydrauliques du modèle. D'autres simulations fournissent les valeurs des paramètres pour la quantification de la sédimentation et de la resuspension. Comme pour l'ammonium, les séries de concentrations en fonction du temps calculées pour le plomb et pour les particules en suspension ont été adaptées aux données mesurées et apparaissent à la fig. 3. Cette illustration montre que les données recueillies sur le terrain se prêtent de manière optimale à une reproduction au moyen du modèle de transport de particules. Les véritables résultats des calculs effectués à l'aide de modèles sont les valeurs trouvées pour la vitesse de sédimentation des particules, la constante de vitesse de la resuspension et la poussée critique du fond, et qui servent ainsi de base pour la discussion de ces processus.

4. SIMULATIONS POUR LA GLATT

4.1 Transport de particules par temps de pluie

La fig. 4, comme la fig. 3, représente les concentrations calculées et mesurées des particules en suspension et du plomb total dans la Glatt près de Glattfelden. L'unique différence avec les simulations de base réside dans le fait que dans les simulations présentées à la fig. 4, les charges de particules et de plomb en provenance de l'ARA Zurich-Glatt et les quantités de particules de plomb en présence sur le fond au début de l'orage sont égales à zéro. La figure 4 montre que la plus grande partie des particules du fond mesurées dans la Glatt près de Glattfelden ont été resuspendues. La figure 4 montre également que la vague de crues qui a provoqué la resuspension des particules touchait Glattfelden environ 2,5 heures avant le déversement de Zurich, ce qui rend seulement la répartition entre les deux parts possibles.

Les calculs pour le plomb démontrent encore plus clairement que les charges en provenance de l'ARA Zurich-Glatt et du sédiment sont du même ordre de grandeur. Comme, selon les données du tab. 1, plus de plomb a été déversé de cet ARA pendant l'orage dans la Glatt qu'à Glattfelden, une quantité élevée de plomb devait être présente dans le sédiment après l'averse. L'évolution de la concentration

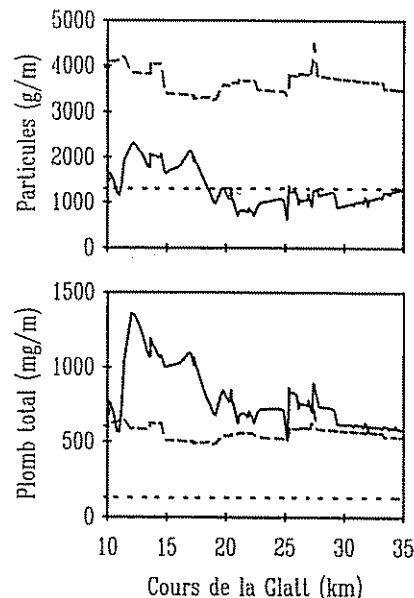


fig. 5
Coupe longitudinale calculée pour les particules et le plomb total dans le sédiment de la Glatt entre Zurich et Glattfelden, avant (traits courts) et après (traits longs) la sécheresse de juin 1981 et après l'orage du 10 juillet 1981 (courbe continue)

du plomb dissous pendant l'orage, comme le montre la fig. 3 de l'article de L. Sigg, s'explique d'après les deux diagrammes de la fig. 4. En effet, tandis que la proportion de plomb en provenance du sédiment atteint son maximum, la concentration des particules en suspension est également élevée; celles-ci parviennent à lier une proportion importante de plomb, de telle sorte que ce métal ne se trouve plus guère en solution malgré de fortes concentrations de plomb total. Tandis que le plomb transporté à Zurich atteint ses valeurs maximales, la concentration de particules est faible, et la concentration de plomb dissous donc plus élevée.

4.2 Transport de particules par temps sec

Une grande partie des particules resuspendues pendant l'orage à partir du fond doit s'être déposée au cours de la période de temps sec précédente. Celle-ci avait duré cinq semaines, au cours desquels on avait enregistré que de faibles débits de pointe dans la Glatt. A l'aide d'une simulation basée sur les données par temps sec du tab. 1 et sur la

vitesse de sédimentation des particules déterminée pendant l'orage de $4 \times 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$, on est parvenu à reconstituer la structure des dépôts de particules sur le fond. Sur la base de ce calcul, on a pu conclure à un dépôt de particules considérable en aval de Zurich et à une élimination rapide des particules de l'onde d'écoulement, ce qui ne correspond pas du tout aux concentrations de particules mesurées tout au long du cours de la Glatt [9], qui ne présentent guère de modifications. Par contre, un dépôt de particules s'est formé à une vitesse de sédimentation de $2 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$, ce qui permet une modélisation aisée de l'orage (fig. 5). Une comparaison avec les valeurs quantitatives pour les vitesses de sédimentation mentionnées plus haut montre que durant les périodes de temps sec, les dépôts dans la Glatt sont constitués de matériaux organiques plutôt fins, tandis que par temps de pluie, la sédimentation comprend également des particules plus denses anorganiques. L'augmentation continue de la concentration de plomb dans le sédiment, visible sur la fig. 5, peut s'expliquer comme suit : la redissolution de plomb lié dans le sédiment et l'échange entre l'eau des pores et l'onde d'écoulement n'ont pas été pris en compte dans le modèle, faute de données sur l'importance de ces processus.

Il ressort également de la fig. 5 que les phénomènes observés dans la Glatt au cours de l'orage du 10 juillet 1981, étaient dus en grande partie à des processus intervenus lors de la période précédente de temps sec. Les charges

de particules provenant de la resuspension et les polluants liés aux particules peuvent être beaucoup plus importants que les charges déversées dans les eaux durant l'orage par le biais des stations d'épuration et des évacuations de trop-pleins. La fréquence de l'alternance entre les périodes de sécheresse et de pluies s'avèrent donc un facteur d'influence important pour la qualité de l'eau par temps de pluie. En résumé, on peut constater que le présent modèle pour le transport de particules a permis une analyse satisfaisante des données recensées dans la Glatt au cours d'un orage. Les calculs effectués à l'aide d'un modèle ont également livré des hypothèses qu'il conviendra de vérifier par des expériences, sur les sources, les flux massiques, le type et la répartition des particules dans la Glatt. Le rôle, joué par les particules, de support de polluants, peut donner une grande importance à leur dynamique pour la qualité de l'eau dans une rivière. Dans la discussion sur les effets des mesures prises dans le bassin versant à propos de la qualité de l'eau par temps de pluie, il faudra tenir compte des processus intervenus par temps sec.

- [1] Reichert, P. und Wanner, O. (1991): Enhanced One-Dimensional Modeling of Transport in Rivers. *J. Hydr. Engrg.* 117(9), 1165-1183.
- [2] Zanke, U. (1982): *Grundlagen der Sedimentbewegung*. Springer-Verlag, Berlin.
- [3] Gujer, W. et al. (1982): Von der Kanalisation ins Grundwasser - Charakterisierung eines Regenereignisses im Glattal. *Gas-Wasser-Abwasser* 62, 298-311.
- [4] Bühler, H. et al. (1985): Die Belastung des Greifensees mit Phosphor, Stickstoff, Kohlenstoff, geochemischen Stoffen und Schwermetallen in den Jahren 1977/78. *Schriftenreihe der EAWAG* 1, EAWAG, Dübendorf.
- [5] Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1981): *Datenbank Gewässerschutz*. BUWAL, Bern.
- [6] EAWAG (1979/80): *Regionale Abwassertechnische Studie Glattal, Teile I bis III*. Bericht zuhanden der Direktion der öffentlichen Bauten des Kantons Zürich, Zürich.
- [7] Alder, A. et al. (1990): Behaviour of NTA and EDTA in Biological Wastewater Treatment. *Wat. Res.* 24(6), 733-742.
- [8] Candinas, T. (1989): Anforderungen und Kriterien für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm. *Umwelt-Information* 2, 25-29. Schweiz. Vereinigung für Umweltschutz und Lufthygiene, Zürich.
- [9] Zobrist, J. et al. (1976): Charakterisierung des chemischen Zustandes des Flusses Glatt. *Gas-Wasser-Abwasser* 56, 89-119.

LES MULTIPLES EXPLOITATIONS DES RIVIÈRES DANS LES PAYS EN VOIE DE DÉVELOPPEMENT

ROLAND SCHERTENLEIB

1. INTRODUCTION

Tandis qu'en Suisse, nous pouvons nous permettre le "luxe" de mettre au premier plan, dans l'exploitation des cours d'eau, des aspects écologiques et idéels, la situation à l'échelle planétaire se présente différemment. En particulier dans les pays en voie de développement (PVD)*, où vivent aujourd'hui les 3/4 de la population mondiale, les rivières constituent un centre d'intérêt majeur en raison de leurs exploitations diverses, comme le déclarait Parakrama Bahu, le Grand Roi du Sri Lanka du 12^e siècle: "Not a drop of rain shall flow to the

* L'expression "pays en voie de développement" est employée dans cet article comme la meilleure définition possible des pays dont le revenu national brut par an et par habitant est bas (moins de \$ 600.-) et "moyen" (\$ 600.- à 6 000.-); cela ne signifie pas que ces pays connaissent un développement similaire et que les pays disposant d'un RNB élevé ont atteint un niveau de développement enviable à tous les points de vue.

tab. 1

Consommation d'eau dans divers secteurs (en pourcentages)
[1]

	Ménage et artisanat	Industrie	Irrigation
<i>Monde entier</i>	11	9	80
Etats-Unis	10	49	41
Ex-URSS	8	29	63
Royaume-Uni	23	76	1
Espagne	7	22	72
Suisse	30	65	5
Argentine	9	18	73
Venezuela	37	4	59
Mexique	5	7	88
Turquie	7	9	85
Inde	3	4	93
Algérie	13	6	81
Ghana	44	3	54
Ouganda	43	0	57

tab. 2
Surfaces agricoles irriguées [2]

	Surfaces agricoles irriguées [en 1 000 ha]	Proportion de la surface agricole [en %]
Monde entier	250 200	17
Inde	55 000	33
Chine	46 000	48
Pakistan	16 000	77
Mexique	5 300	21
Egypte	3 200	100
Thaïlande	3 200	16
Etats-Unis	19 000	10
Ex-URSS	21 000	9

ocean without benefitting man...". Cette attitude est compréhensible si l'on songe qu'une grande partie de la population des PVD vit dans des zones de faible volume ou tout au moins irrégulier, de précipitations. De plus, aujourd'hui, dans le monde, plus d'1,2 milliards d'êtres humains ne disposent pas d'un approvisionnement en eau potable suffisant en quantité et en qualité.

Le présent article traitera de l'importance relative des principaux types d'exploitation ainsi que du clivage entre urbanisation et industrialisation. La situation actuelle dans les PVD sera comparée avec celle du développement des pays industrialisés.

2. IMPORTANTS TYPES D'EXPLOITATIONS ET LEUR SIGNIFICATION

2.1 Exploitation en vue de l'irrigation de terrains agricoles

D'un point de vue purement quantitatif, l'irrigation de terrains agricoles représente le type dominant d'exploitation de l'eau des rivières (tab. 1). Les proportions de l'eau utilisée dans le ménage et l'artisanat, dans l'industrie et pour l'irrigation, peuvent varier considérablement selon les pays (avant tout en fonction du climat et du degré d'industrialisation), cependant, dans le monde entier, l'utilisation de l'eau à des buts d'irrigation dépasse de loin les autres types d'exploitation. Le tab. 2 montre les pays aux plus grandes surfaces agricoles globales, qui bénéficient d'une irrigation régulière. Il apparaît que les trois PVD Inde, Chine et Pakistan se répartissent presque la moitié de la surface agricole globale irriguée. En Inde seulement, environ 55 millions d'hectares doivent être irrigués, ce qui correspond à peu près à un tiers de la surface agricole globale de ce pays. La fig. 1 montre le développement des

besoins en eau en Inde pour divers secteurs depuis 1970 et elle indique les prévisions pour les dix ans à venir. On peut en conclure notamment qu'en l'an 2000, le volume des eaux de surface nécessaires à l'irrigation égalera celui de l'écoulement total pouvant faire l'objet d'une utilisation d'une ampleur conforme à des prévisions réalistes. Cela signifie qu'à l'avenir, l'utilisation répétée de l'eau ainsi que la réutilisation des eaux usées prendront une importance croissante.

2.2 Captage d'eau potable et d'usage

Pour la survie directe et l'hygiène de larges couches de population, l'exploitation des rivières en tant que réservoir d'eau potable occupe une place prépondérante. Dans cet ordre d'idées, il convient de rappeler qu'un pourcentage relativement élevé de la population des PVD n'a jusqu'à aujourd'hui, aucun accès à un approvisionnement en eau potable répondant à des exigences minimales en matière de quantité et de qualité (fig. 2). Comme nous le savons, environ la moitié de la population du globe vit aujourd'hui dans les régions rurales des pays en voie de développement. Parmi ces 2 658 millions d'êtres humains, selon les estimations, environ 1 670 millions (63 %) d'entre eux peuvent bénéficier d'un approvisionnement en eau suffisant. Parmi la population urbaine des PVD, seuls 1 088 millions (82 %) disposent d'une eau potable suffisamment sûre. La référence n'est pas ici la consommation d'eau (200-300 litres par jour et par habitant) selon le calcul de bilan usuel pour les pays industrialisés, mais "suffisant" signifie, dans ce contexte, qu'au moins 40-50 l d'eau sont à disposition par jour et par habitant.

L'importance des rivières pour le captage d'eau potable et d'usage continuera

de connaître une forte croissance au cours des prochaines années. Ce phénomène est lié avant tout à l'urbanisation fulgurante qui a touché presque tous les PVD durant ces dernières années (fig. 3). Alors qu'en 1950, seulement 11 % de la population mondiale vivait dans les zones urbaines des PVD, en 1985, ce chiffre s'élevait déjà à 24 % et selon les prévisions, en 2025, près de la moitié de l'humanité (env. 4 milliards de personnes) vivront dans les agglomérations urbaines des PVD. Cette évolution entraîne notamment une hausse considérable des besoins en eau potable et d'usage. En conséquence, de nombreuses villes, qui peuvent aujourd'hui encore utiliser les nappes phréatiques pour s'approvisionner, dépendront à l'avenir pour une plus grande part ou exclusivement des rivières pour obtenir de l'eau potable. Outre le fait qu'aujourd'hui déjà, un nombre considérable de villes des PVD de plusieurs millions d'habitants tirent leur eau potable et d'usage presque exclusivement d'eau fluviale (par exemple New Delhi, Shanghaï, Bombay), on peut citer de nombreux exemples dans le monde de surexploitation des nappes phréatiques, avec les conséquences dramatiques que l'on connaît. C'est ainsi qu'à Manille, le niveau de la nappe phréatique a baissé de plus de 120 m depuis 1955; il se trouve aujourd'hui à presque 100 m en dessous du niveau de la mer. A la suite d'une surexploitation, le niveau de la nappe phréatique des quelque 40 000 sources de la région de Pékin diminue de 1 à 3 m par an. Le même phénomène se répète à Mexico-City, Lima et d'autres villes. Dans les villes côtières, telles que Dakar, Jakarta, Lima, Manille, Bangkok, la chute du niveau de la nappe phréatique provoque une infiltration d'eau de mer, et donc une hausse de la teneur en sel dans les eaux souterraines, de telle sorte qu'elles ne peuvent plus guère servir comme eau potable.

Cette situation entraîne de graves conséquences sur le plan financier pour les villes et les pays concernés, car le traitement des eaux fluviales est plus difficile que celui des eaux souterraines. Ceci d'autant plus que dans ces villes, des charges polluantes considérables sont déversées dans les cours d'eau avec les eaux usées communales et industrielles.

2.3 Exploitation des rivières pour l'évacuation des eaux usées communales et industrielles

Comme nous le savons, la majeure partie de l'eau potable et d'usage est

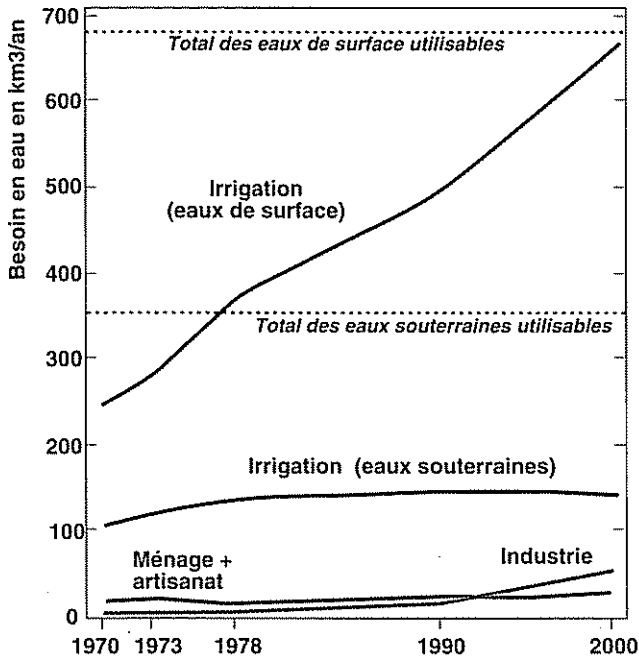


fig. 1 Evolution du besoin en eau en Inde pour divers secteurs

évacuée sous forme d'eaux usées. Celles-ci sont en général déversées dans les eaux de surface et selon les mesures prises dans ce domaine, des problèmes de pollution plus ou moins sérieux surgissent. Un modèle conceptionnel permet de décrire comme suit l'évolution historique de la pollution des rivières [6]:

Dans une première phase (fig. 4; point A), les modifications de la rivière sont encore peu importantes et l'augmentation de la pollution dépend directement de celle de la population. Cette situation s'applique avant tout à des sociétés à caractère rural. Dans une deuxième phase (A-B), on assiste à une hausse exponentielle de la pollution à la suite d'une industrialisation. Selon le type et l'ampleur des mesures prises pour lutter contre ce phénomène, on parvient à une évolution du type C1, C2 ou C3. Dans le cas de C1, aucune mesure n'a été prise, dans celui de C2, on a recouru à des mesures limitées, et des mesures supplémentaires permettent d'atteindre le point C3. Seules des mesures plus extrêmes garantissent la possibilité d'atteindre le champ D. La législation suisse en matière de protection des eaux a défini le domaine D (état semi-naturel) comme un objectif de qualité pour les cours d'eau.

Sur la base de ce modèle simple, nous allons démontrer les principales différences entre les pays actuellement industrialisés du Nord, les pays connais-

sant un processus d'industrialisation rapide (pays-seuils) au Sud, et les pays les moins développés sur le plan économique. La différence principale réside dans le déroulement chronologique de l'apparition des problèmes dus à divers types de pollution (fig. 5). On sait que dans les pays industrialisés actuels, les problèmes de protection des eaux en raison des déversements ménagers ne se sont révélés clairement qu'à la fin du siècle dernier et avant tout au début de ce siècle. La construction de stations d'épu-

ration mécaniques a permis tout d'abord d'infléchir la courbe de croissance exponentielle. Toutefois, seule la construction de stations d'épuration mécano-biologiques a amené un renversement des tendances. A l'heure actuelle, en Suisse, dans le domaine des substances aisément dégradables, nous approchons du champ D de la fig. 4. Au cours de la première moitié de ce siècle, les premiers problèmes de protection des eaux surgirent à propos des déversements industriels. Dans ce secteur éga-

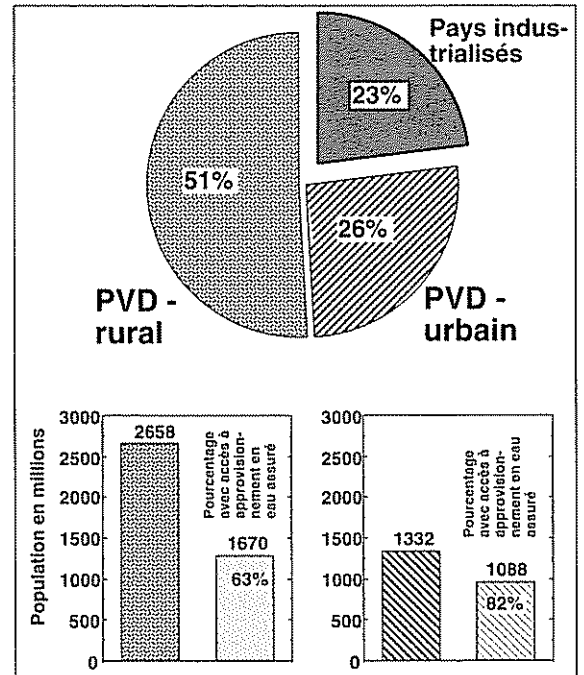


fig. 2 Répartition de la population mondiale et proportion de la population des pays en voie de développement avec un approvisionnement en eau "assuré".

Milliards

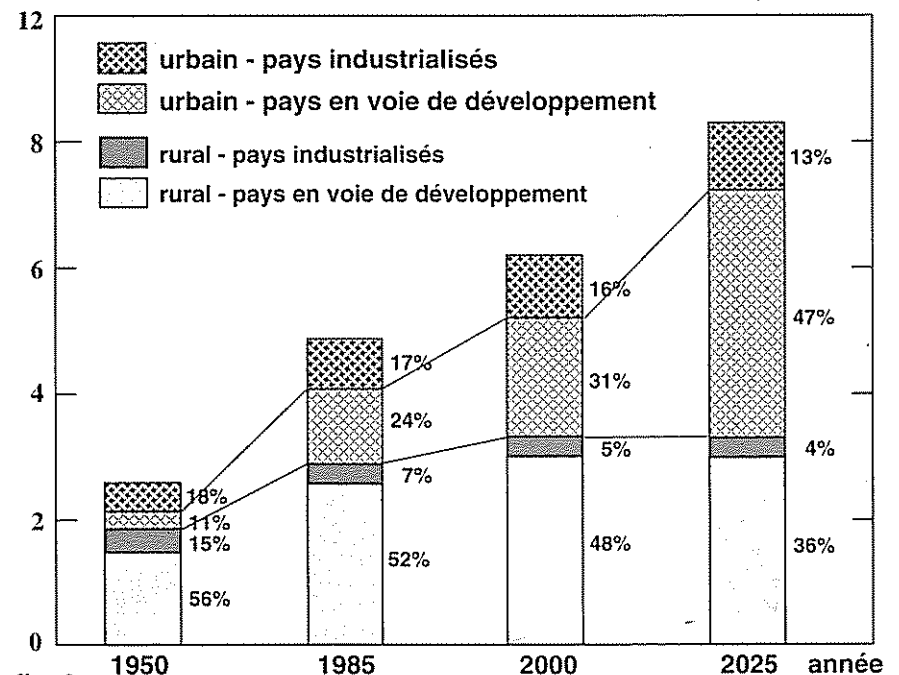


fig. 3 Evolution de la population mondiale

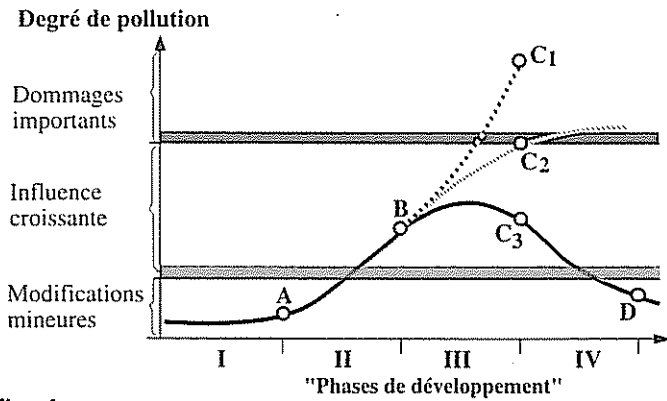


fig. 4
Modèle conceptionnel sur l'évolution de la pollution des eaux

lement, on a pu infléchir la courbe de croissance exponentielle, et même opérer un léger renversement des tendances en construisant des stations d'épuration pour les eaux usées industrielles d'une part et d'autre part en recourant à des mesures internes dans le cadre des exploitations. On connaît également bien l'évolution de la situation du phosphore en Suisse: grâce à des étapes de traitement plus poussées dans les stations d'épuration et grâce à l'interdiction des phosphates, nous sommes parvenus, dans les années 70 et 80 à stopper l'accroissement de la charge de phosphore et même à obtenir un recul.

Comparons à présent la situation actuelle en Suisse ou dans d'autres pays industrialisés avec celle des pays PVD connaissant un processus rapide d'industrialisation: nous constatons que ceux-ci rencontrent en même temps (en l'espace de 20-30 ans) tous les problèmes évoqués plus haut, sous une forme aiguë. Comme nous le verrons au prochain chapitre, dans l'ensemble, le degré de pollution des grands fleuves des PVD n'a pas encore atteint un niveau alarmant. Toutefois, la situation pourrait changer rapidement, si les mesures nécessaires ne sont pas prises. Une intervention s'avère indispensable dans le domaine de l'épuration des déversements communaux aussi bien qu'industriels.

2.4 D'autres types d'exploitations importants

L'exploitation des cours d'eau pour la production de courant électrique et comme voies de transport joue également un rôle important dans de nombreux PVD. Cependant, un développement de ces sujets dépasserait le cadre de l'article, d'autant plus qu'il n'exerce qu'une influence indirecte sur l'approvisionnement en eau potable (par exemple pollution du cours d'eau par les moteurs de bateau).

3. QUALITÉ DE L'EAU DANS CERTAINS COURS D'EAU SÉLECTIONNÉS

Dans ce chapitre, nous comparerons la qualité de l'eau de 40 cours d'eau au total (10 en Afrique, 14 en Amérique latine, 11 dans le Sud-Est asiatique, Inde comprise, 5 dans le Pacifique Ouest, Chine comprise) avec la qualité de l'eau des cours supérieur, moyen et inférieur du Rhin [7][8]. Les données indiquées correspondent à des valeurs moyennes et les stations de mesure ne se trouvent en général pas directement en aval des lieux de déversement. Autrement dit, des concentrations très élevées de polluants peuvent apparaître et apparais-

sent effectivement dans certains endroits. Parmi les cours d'eau sélectionnés, certains présentent des faibles débits moyens (100-200m³/sec), d'autres des débits moyens de plus de 10 000m³/sec (fig. 6). Les températures de ces cours d'eau varient presque exclusivement entre 20 et 30 degrés; il s'agit donc de rivières de régions tropicales.

Si l'on considère la teneur en oxygène ou la demande biochimique en oxygène (DBO₅) (fig. 6), on constate qu'à part quelques exceptions, la situation s'avère satisfaisante. Cette constatation peut surprendre lorsqu'on considère d'une part les densités élevées de population et d'autre part l'inexistence de stations d'épuration dans la plupart des PVD. L'explication la plus vraisemblable de ce phénomène est que seule une partie infime des villes des PVD possède des réseaux de canalisations. D'après une statistique publiée récemment par l'ONU [5], plus de 30 % de la population urbaine des PVD ne dispose d'aucune installation d'évacuation des matières fécales, sans parler d'un raccord au réseau. Selon des estimations, les matières fécales de plus de 85 % de la population urbaine des PVD sont "évacuées" sur place (latrines) et ne parviennent donc

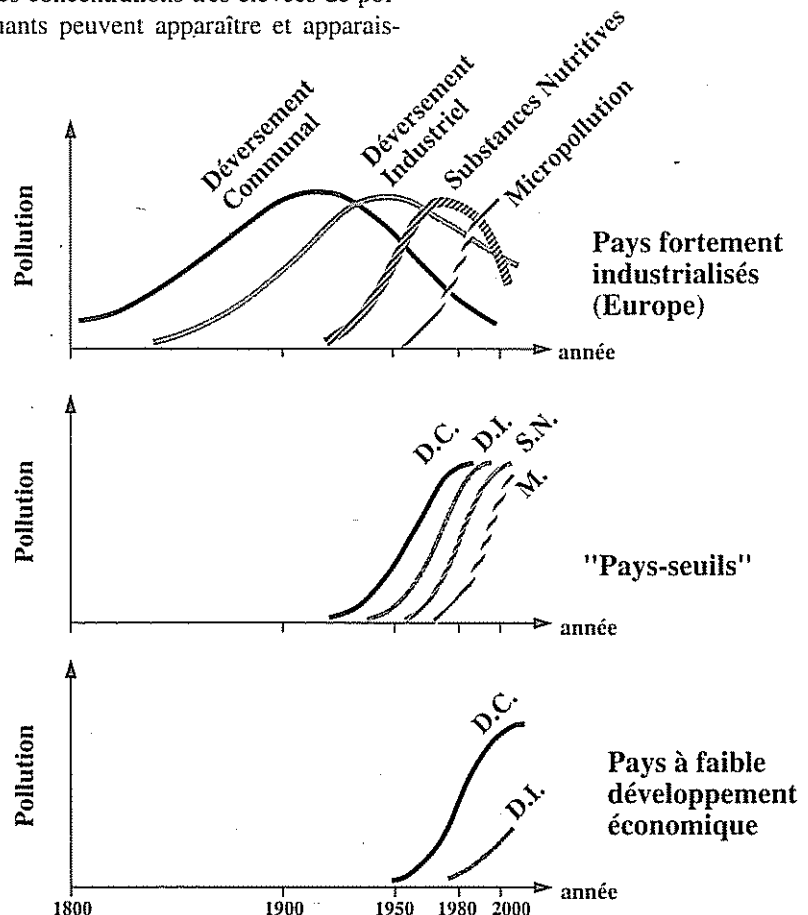


fig. 5
Evolution chronologique de la pollution des eaux dans divers types de pays

que très partiellement dans les cours d'eau. Une extension supplémentaire des réseaux de canalisations modifierait radicalement cette situation, en l'absence de construction et de mise en service simultanées de stations d'épuration correspondantes. On peut se demander d'ailleurs si les fonds nécessaires à ces travaux pourraient être réunis.

Dans tous les points d'observation, on a mesuré une concentration élevée à très élevée de coliformes fécaux, ce qui indique que presque toutes les rivières sont contaminées par des matières fécales (fig. 7). Personne ne s'en étonnera si l'on

considère qu'en l'absence d'installations adéquates d'évacuation, les berges des rivières sont des lieux de défécation privilégiés. A cause de cette contamination, les eaux fluviales doivent être traitées dans les régions rurales, avant de pouvoir être utilisées comme eau potable.

Les concentrations mesurées de métaux lourds fournissent des résultats intéressants (fig. 8). Il apparaît clairement ici, que des concentrations très élevées ont été mesurées dans les pays d'Amérique latine et d'Asie connaissant un processus rapide d'industrialisation. Comme les valeurs indiquées représentent des concentrations totales (dissoutes et particulaires), il est toutefois difficile d'évaluer l'importance au niveau écologique de ces valeurs élevées. Elles démontrent également avec certitude que des volumes considérables de déversements industriels sont acheminés dans les cours d'eau sans épuration préalable.

4. EXIGENCES PRIORITAIRES ET MESURES REQUISES

Sur base de la situation décrite plus haut, les mesures suivantes s'avèrent prioritaires dans les domaines de l'approvisionnement en eau, de l'épuration des eaux usées et de la protection des eaux:

4.1 Dans les agglomérations urbaines

- ☞ En vue de la croissance exponentielle des villes et de la surexploitation, parfois démesurée à l'heure actuelle, des eaux souterraines, une meilleure gestion des ressources en eau existantes (eaux souterraines et de surface), orientée sur les besoins à moyen et à long terme, est absolument indispensable. Ces mesures comprennent également une politique de tarifs afin d'encourager les économies d'eau dans l'industrie.
- ☞ L'épuration des déversements industriels doit avant tout progresser. En plus de considérations d'ordre écologique, cette étape représente une condition sine qua non à une possibilité future de traitement, économiquement rentable, de l'eau des rivières afin de la rendre potable. A cause d'une forte pollution occasionnée par les déversements industriels, la ville de Shanghaï a par exemple été contrainte de déplacer à grands frais ses stations de captage toujours plus en amont du fleuve.
- ☞ Une construction immédiate de réseaux étendus de canalisations dans les villes des PVD, n'est pas uniquement peu souhaitable à cause de coûts énormes,

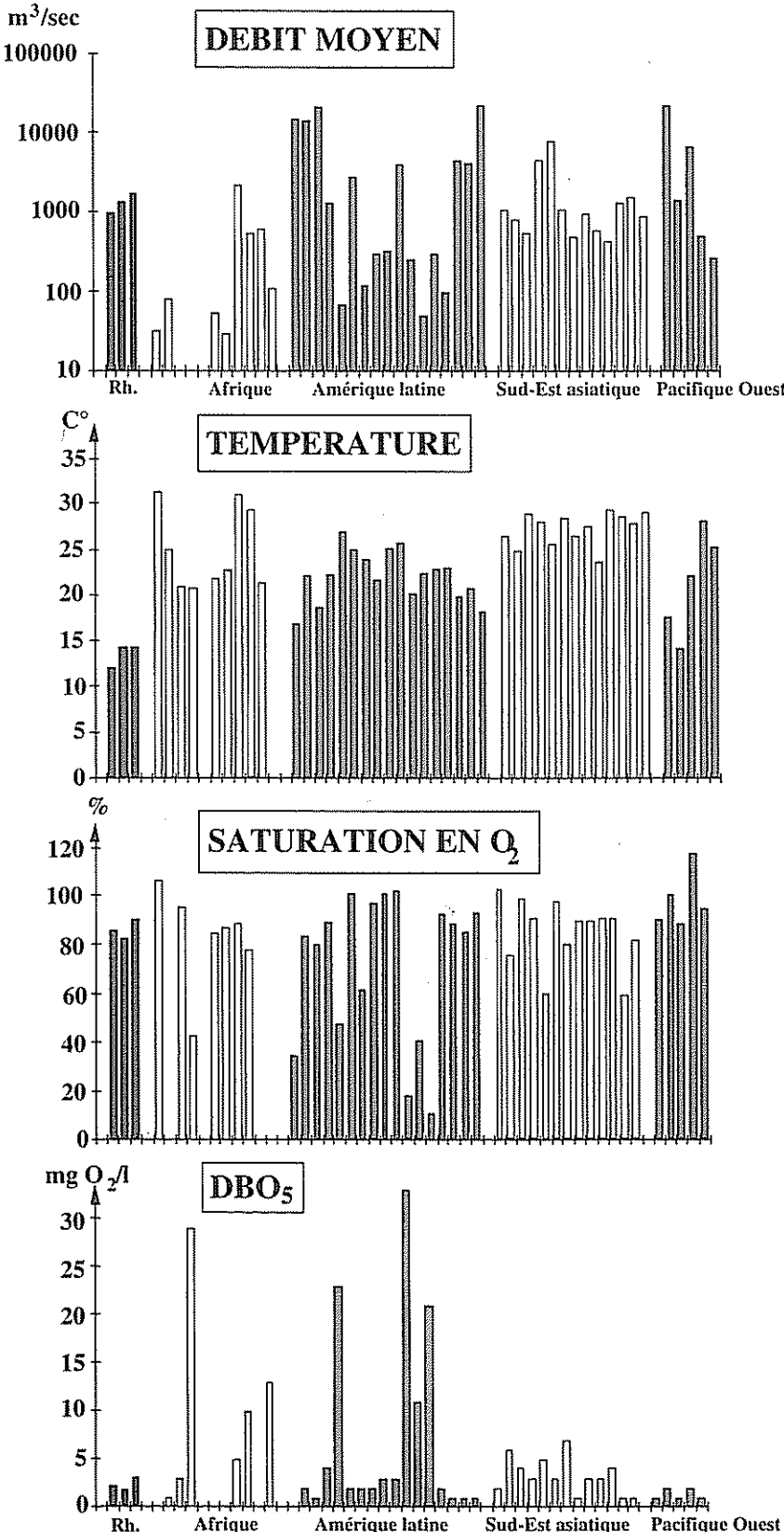


fig. 6 Débit moyen, température, saturation d'oxygène et besoin biochimique en oxygène de cours d'eau sélectionnés

mais aussi en raison de l'augmentation considérable de la pollution dans les cours qui en résulterait. Voilà pourquoi, il faudra promouvoir le développement et l'application de solutions alternatives à la conception occidentale traditionnelle des évacuations des eaux usées des agglomérations.

4.2 Dans les zones rurales

À ce propos, le problème consiste à déterminer quelles mesures simples permettent de traiter l'eau fluviale pour la transformer en eau potable d'une hygiène suffisante. Il conviendra de viser avant tout le développement ainsi que l'application de technologies simples de traitement, adaptées d'une part aux possibilités très limitées des villageois et d'autre part aux fortes fluctuations de concentrations de matières en suspension dans les cours d'eau tropicaux.

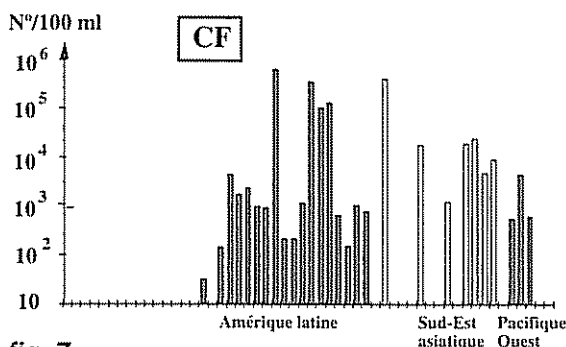


fig. 7
Concentration de bactéries coliformes fécaux.

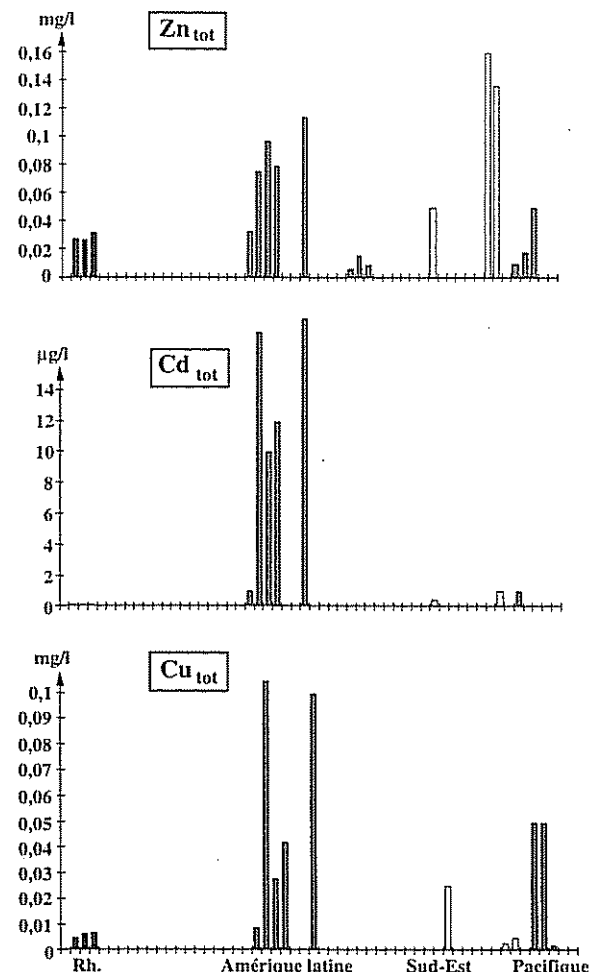


fig. 8
Concentrations de métaux lourds

5. RÔLE ET CONTRIBUTION DE L'EAWAG

Les connaissances interdisciplinaires étendues de l'EAWAG lui permettent d'apporter une contribution non négligeable au développement d'éléments de solutions aux problèmes des PVD. Son action ne sera toutefois efficace que si ses collaborateurs acceptent de se familiariser en détail avec des conditions-cadre souvent très différentes (économiques, climatiques, socio-culturelles). Cette flexibilité représente naturellement aussi la raison d'être d'une discipline spécialisée ("Approvisionnement en eau et assainissement dans les pays en voie de développement") à l'EAWAG, qui ne se préoccupe pratiquement que des problèmes concernant les eaux, les écoulements d'eaux usées et de déchets dans les PVD. Le groupe collabore étroitement, d'une part avec des organisations propres des PVD, et d'autre part avec des organisations de développement bilatérales et multilatérales qui travaillent dans le domaine de l'eau.

L'activité du groupe se concentre avant tout sur les technologies appropriées et simples de traitement de l'eau potable dans les régions rurales. Dans ce contexte, des collaborateurs de l'EAWAG ont entrepris une étude scientifique sur les préfiltres à flux horizontal et ont perfectionné le modèle. Ce procédé permet de réduire, sans employer de produits chimiques, la teneur de matières en suspension dans une eau brute, de façon à pouvoir traiter ensuite l'eau dans un filtre lent sur sable pour obtenir une eau potable de qualité bactériologique irréprochable. Dans le cadre d'un autre projet, nous étudions actuellement les possibilités de traiter l'eau polluée par des bactéries grâce au rayonnement solaire.

Dans un autre point fort parmi nos activités, le groupe se penche sur des questions d'hygiène relatives à la réutilisation des eaux usées et des matières fécales dans l'agriculture. En étroite collaboration avec l'Organisation mondiale de la santé (OMS) et de l'Institut tropical de Londres, des nouvelles directives pour la réutilisation des eaux usées ont été établies sur la base d'études épidémiologiques. Les directives précédentes ne se fondaient jusqu'ici que sur des risques théoriques, et elles imposaient de telles restrictions, qu'elles interdisaient la réutilisation des eaux usées dans de nombreux pays ou elles n'étaient simplement pas respectées. En conséquence, dans la pratique, il arrive fréquemment dans les PVD que des eaux usées brutes et des matières fécales soient utilisées, sans aucune mesure de prudence, dans l'agriculture et la pisciculture.

Le groupe se charge également d'examiner les alternatives possibles à la notion traditionnelle de l'évacuation des eaux usées des agglomérations au moyen de canalisations à transport hydraulique. Il s'agit ici avant tout de déterminer la meilleure manière d'évacuer sur place les matières fécales sans menacer la nappe phréatique ou si et comment les eaux usées contenant des matières fécales peuvent et doivent être séparées des eaux usées "grises" de lavage. Il s'agit également de développer des concepts pour la gestion intégrée des déchets communaux solides et liquides.

Pour traiter ces questions, le groupe travaille en étroite collaboration avec d'autres sections de l'EAWAG. Les projets sont financés en grande partie par la Direction de la coopération au développement et de l'aide humanitaire (DDA) et par d'autres organismes étrangers de soutien extérieur.

Littérature à page 35

EN 32F est la traduction du numéro EN 32D (Déc. 1991).

Impressum:

Edition, diffusion et © by EAWAG, CH-8600 Dübendorf. Reproduction autorisée à condition d'en informer la rédaction à l'avance. Le bulletin d'information paraît deux fois par année en allemand et français et une fois par an en anglais. Abonnements/ Rédaction: Diana Hornung, EAWAG.