

Cours d'eau alpins

L'écologie des cours d'eau alpins **3**



Dynamique de la matière organique
dans les cours d'eau alpins **19**



La biodiversité du zoobenthos
des cours d'eau alpins: Le Val Roseg **26**



La réponse des cours d'eau
aux crues expérimentales **31**



Cours d'eau alpins

2 Editorial

Article thématique

3 L'écologie des cours d'eau alpins

Recherches actuelles

7 Les cours d'eau glaciaires de Suisse: Un élément marquant des paysages alpins

10 Les émissaires de lacs alpins: Un type de cours d'eau à part?

13 Le Val Roseg: Une plaine alluviale glaciaire des Alpes suisses

16 La dynamique des habitats de la plaine alluviale du Val Roseg

19 Dynamique de la matière organique dans les cours d'eau alpins

22 Fenêtres écologiques dans les écosystèmes fluviaux glaciaires

24 La biodiversité d'un corridor glaciaire hyporhéique

26 La biodiversité du zoobenthos des cours d'eau alpins: Le Val Roseg

28 Fragmentation des habitats et diversité génétique

31 La réponse des cours d'eau aux crues expérimentales

Forum

34 La recherche limnologique dans le Parc National Suisse

Divers

36 Publications (3022-3157)

40 Notes

Editeur Distribution et ©:
EAWAG, Case postale 611, CH-8600 Duebendorf
Tél. +41-1-823 55 11
Fax +41-1-823 53 75
<http://www.eawag.ch>

Rédaction Martina Bauchrowitz, EAWAG

Traductions Laurence Frauenlob-Puech, D-Waldkirch

Conseiller linguistique Florian Malard, F-Lyon

Copyright Reproduction possible après accord avec
la rédaction.

Parution 3x par an en français, allemand et anglais.
Production chinoise en coopération avec INFOTERRA
China National Focal Point.

Crédit photographique R. Zah, M. Hieber et P. Burgherr
(EAWAG), P. Rey (HYDRA)

Maquette inform, 8005 Zurich

Graphisme Peter Nadler, 8700 Kuesnacht

Impression sur papier recyclé

Abonnements et changements d'adresse Les nou-
veaux abonné(e)s sont les bienvenu(e)s!
Le bulletin d'inscription se trouve au milieu de ce numéro.



Alexander J.B. Zehnder
Directeur de l'EAWAG

Bien que l'on reconnaisse depuis longtemps le rôle capital que jouent les régions alpines dans le cycle de l'eau et la dynamique des écoulements fluviaux, on dispose d'assez peu de connaissances sur la dynamique biologique, chimique et physique des cours d'eau alpins. Un nombre de scientifiques novateurs ont été attirés par ces milieux «ennuyeux» présentant apparemment une faible biodiversité ainsi que des interactions limitées entre le milieu physico-chimique et biotique. James V. Ward était l'un d'entre eux. Lorsqu'il intégra l'EAWAG en 1995, nous avons peu étudié les régions alpines. Il rassembla autour de lui un groupe de jeunes scientifiques enthousiastes prêts à se lancer dans l'étude de l'écologie des cours d'eau alpins. Ces recherches furent basées sur un travail de terrain mené tout au long de l'année plutôt que limité aux mois plus chauds de l'été. Cette approche permit au groupe d'acquérir une vision plus large et une meilleure compréhension des processus régissant ces écosystèmes. Les connaissances acquises nous aideront à prendre des mesures de protection des systèmes aquatiques alpins nécessaires à la sécurité des régions de populations denses à basse altitude et à préserver la valeur esthétique et la biodiversité des écosystèmes de montagne. Dans ce numéro, James Ward et ses collaborateurs nous résument leurs travaux – et nous content une histoire fascinante sur la structure et le fonctionnement des systèmes aquatiques alpins.

Les Nations Unies ont proclamé l'année 2002 comme l'Année Internationale des Montagnes. Le but était de sensibiliser l'opinion internationale sur l'importance des écosystèmes de montagne qui sont de plus en plus menacés par la civilisation mo-

derne. La recherche sur le changement à l'échelle planétaire et l'augmentation des ravages récemment causés par les catastrophes provenant des zones alpines (avalanches, crues dévastatrices) ont clairement démontré que les régions alpines – longtemps considérées comme intactes – étaient également fortement influencées par les activités humaines. L'augmentation des températures a par exemple eu pour effet de déplacer la limite du permafrost à des altitudes plus élevées, déstabilisant de ce fait les flancs de montagne. Dans les Alpes, la chute de fortes précipitations au-dessus de la limite des arbres se traduisait habituellement par une accumulation accrue de neige. L'eau s'écoule maintenant immédiatement et peut provoquer des crues importantes dans les régions de plus basse altitude.

James V. Ward a pris sa retraite en automne 2002. Son engagement sans limite pour la science et en particulier pour l'écologie des cours d'eau a fait de lui un savant fin et exceptionnel. De même que son article de synthèse publié en 1994 dans *Freshwater Biology* sur l'écologie des cours d'eau alpins qui avait suscité un grand intérêt, je suis persuadé que les travaux présentés ici contribueront à une meilleure compréhension de ces écosystèmes et nous aiderons à mieux apprécier la valeur des cours d'eau alpins tant en Suisse qu'ailleurs dans le monde. J'espère que les travaux rassemblés dans ce numéro d'EAWAG news apporteront une contribution significative à l'atteinte des objectifs fixés par les Nations Unies.

L'écologie des cours d'eau alpins

La beauté sauvage de l'étage alpin, présent sur tous les continents, fascine depuis longtemps les géographes et les naturalistes. Mais curieusement, les recherches scientifiques menées dans cet étage ont surtout porté sur la glaciologie, l'hydrologie, l'écologie des milieux terrestres et la climatologie sans beaucoup se consacrer à l'écologie des cours d'eau. Nous avons lancé une étude globale de l'écologie des cours d'eau alpins fondée sur un programme d'échantillonnage prévoyant des prélèvements échelonnés tout au long de l'année. Nos résultats font état d'une hétérogénéité environnementale bien plus importante qu'on ne le supposait jusque là et établissent clairement le rôle crucial de la dynamique des plaines alluviales et des aquifères sur la structure des habitats. Dans les cours d'eau glaciaires, la période la plus propice à l'activité biologique se situe à la fin de l'automne et au début de l'hiver.

Les cours d'eau alpins font partie de nos ressources en eau les plus précieuses. Ces systèmes aquatiques fascinants qui ne sont, loin s'en faut, pas à l'abri de l'influence de l'homme, sont cependant beaucoup moins affectés par les activités anthropiques que les rivières de plaine. Les bassins hydrographiques alpins sont d'une grande valeur esthétique et scientifique et leurs écosystèmes sont considérés comme étant des indicateurs sensibles aux changements environnementaux [1]. Cependant, la région alpine reste «l'un des écosystèmes les moins étudiés au monde» [2]. Pour tenter de combler cette lacune, la division de limnologie de l'EAWAG a lancé une initiative de recherche de grande ampleur consacrée à l'écologie des cours d'eau alpins.

Cet article introductif donne une vue d'ensemble générale sur les connaissances actuelles en matière d'écologie des cours d'eau alpins. Les articles qui suivent dans ce numéro présentent les principaux résultats de divers projets de recherche menés sur des écosystèmes fluviaux situés au-dessus ou près de l'étage arborescent dans les Alpes suisses.

Qu'est-ce qu'un cours d'eau alpin?

Le terme «alpin» a deux significations différentes. Ainsi, dans le langage courant, cet adjectif désigne ce qui se situe dans les

Alpes, à n'importe quelle altitude. Mais ce terme désigne également ce qui se situe dans l'étage alpin au-dessus de la limite des arbres, que ce soit dans les Alpes ou partout ailleurs dans le monde. Pour éviter toute confusion, les écologues préfèrent

qualifier les rivières des Alpes d'«alpestres». Nous utiliserons le terme de «cours d'eau alpins» dans son deuxième sens et nous parlerons de l'écologie des torrents et ruisseaux situés entre la limite supérieure de la forêt et les neiges persistantes.

Distribution globale des cours d'eau alpins

L'étage alpin est présent sur tous les continents; la limite supérieure des arbres va d'une altitude proche de zéro aux latitudes élevées jusqu'à près de 4000 m en région tropicale (Fig. 1). La part de toundra alpine colonisée par la végétation occupe 4 millions de km² soit environ 3% de la surface des terres émergées [4]. 16% de cette surface se trouvent dans des régions tropicales ou sub-tropicales, 21% à des latitudes supérieures à 60°, les 63% restants étant situés à des latitudes moyennes (Fig. 2). La surface totale de l'étage alpin est d'environ

U. Uehlinger, EAWAG



Cours d'eau alpin dans le Val Muragl.

Caractéristique	Toundra alpine	Zone boisée de montagne
Canopée	Ouverte	Fermée
Végétation ripariale	Absente / herbes & buissons bas	Herbes, buissons, arbres
Gros débris de bois	Absents	Habitat important
Couverture neigeuse	Irrégulière	Épaisse
Rétention de matière organique	Faible	Forte
Apport de feuilles	Épars / absent	Principale source d'énergie
Production autotrophe	Limitée par la température et les nutriments	Limitée par la lumière
Etat trophique	Autotrophe	Hétérotrophe

Tab. 1: Diverses caractéristiques distinguant les cours d'eau de la toundra alpine de ceux des zones boisées de haute montagne.

6 millions de km² si l'on compte les zones dépourvues de végétation.

Dans les massifs atteignant une altitude supérieure à celle des neiges persistantes, les torrents alpins peuvent être directement alimentés par l'eau de fonte des glaciers. L'altitude de la limite inférieure de la neige en été, qui va de 5000 m dans les régions tropicales au niveau de la mer en zone arctique, est essentiellement une fonction de la latitude modulée par des facteurs tels que le degré de continentalité, l'orientation et les précipitations. Le glacier de Lewis sur le Mont Kenya, près de l'équateur, est le plus grand glacier du continent africain avec une surface pourtant modérée de tout juste 0,25 km². Les glaciers couvraient 32 % des terres émergées au cours des dernières glaciations du Pléistocène pour ne plus totaliser que 10 % des terres émergées à l'heure actuelle [1]. Les glaciers de vallée ont connu une progression au cours du Petit âge glaciaire (de 1550 à 1850 environ), mais le XX^e siècle a été caractérisé par leur retrait général en Europe. Les glaciers ont une influence décisive sur les régimes d'écoulement et de transport des sédiments qui sont eux-mêmes les moteurs de la dynamique morphologique des cours d'eau [5] et déter-

minent avec la température les biotes qui les peuplent [6].

Caractéristiques principales des rivières alpines

On distingue différents types de cours d'eau alpins, chacun ayant ses caractéristiques propres qui seront décrites dans la partie suivante de cet article. Ils ont cependant certains éléments en communs qui les distinguent tous des cours d'eau des zones de montagne arborées (Tab. 1). Contrairement aux rivières des zones boisées qui sont caractérisées par une végétation ripariale dense, les rives des cours d'eau alpins peuvent être uniquement constituées de rochers ou d'alluvions minérales totalement dépourvues de plantes supérieures. Dans des conditions optimales, les rivières alpines sont bordées d'une végétation herbacée ou de buissons bas. Ainsi, les débris de bois qui contribuent à structurer les habitats et augmentent la rétention des matériaux ainsi que les apports de feuilles qui stimulent le métabolisme des rivières des zones boisées sont rares ou absents dans les cours d'eau alpins. Le facteur limitant de la production autotrophe est plutôt la lumière dans les zones arborées alors que ce sont le manque

de nutriments et les basses températures qui lui font obstacle dans les cours d'eau alpins.

Différents types de cours d'eau alpins

L'étage alpin abrite trois grands types de cours d'eau caractérisés par différentes formes d'habitats: les torrents du **kryal** alimentés par les eaux de fonte des glaciers, ceux du **crénal** alimentés par les eaux souterraines et ceux du **rhithral** alimentés par les précipitations et la fonte des neiges [6]. Notons cependant que les caractéristiques des cours d'eau du kryal et du crénal se perdent au fur et à mesure qu'ils s'éloignent de leur source et qu'ils s'apparentent alors plutôt au rhithral.

Les **cours d'eau kryaux** abritent la faune la plus particulière et subissent les transformations les plus importantes lors de leur écoulement vers l'aval. Les filets d'eau de fonte qui s'écoulent au sein des glaciers, dans ce que l'on appelle l'eukryal, sont colonisés par des groupements microbiens hétérotrophes se nourrissant de particules organiques libérées par la glace. Les parois des fissures dans lesquelles circule cette eau abritent des organismes autotrophes,

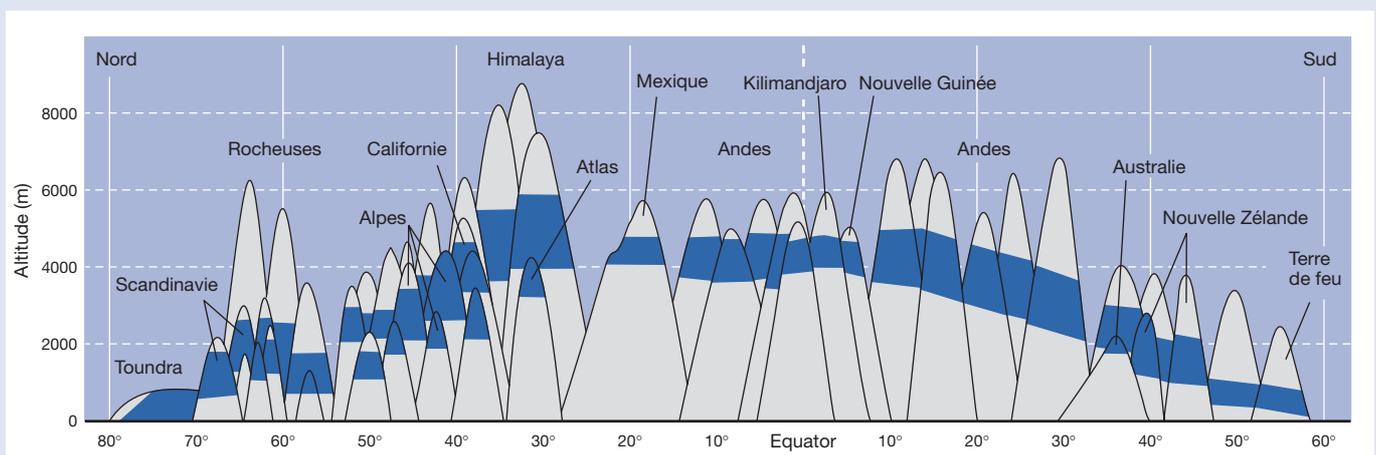


Fig. 1: Position altitudinale de l'étage alpin en fonction de la latitude [d'après 3].

en majorité des chlorophycées et des cyanophycées. Certains auteurs mentionnent même la présence de larves d'insectes aquatiques dans ces milieux «intraglaciers» [7]. Le métakryal, la zone qui correspond au ruisseau émissaire du glacier, est caractérisé par une température de l'eau n'excédant pas 2 °C, de fortes fluctuations journalières du débit en été, une turbidité de l'eau en général élevée et une saison de végétation extrêmement brève. Les poissons et les plantes aquatiques supérieures en sont absents. L'algue macroscopique filamenteuse *Hydrurus foetidus*, une espèce spécialiste des eaux froides, occupe les torrents glaciaires de tout l'Holarctique. Dans cette zone, le zoobenthos semble être limité à un seul genre, *Diamesa*, de la famille des chironomidés. Les espèces de *Diamesa* sont les éléments prédominants, probablement les seuls, du zoobenthos dans le métakryal des Alpes, de Scandinavie, des Tatras, des Balkans, du Caucase, des Rocheuses, de l'Himalaya et même des régions tropicales. Les larves de *Diamesa* occupent de petites dépressions à la surface des rochers au-dessus desquelles elles tissent une toile pour éviter d'être délogées ou écrasées si les rochers venaient à se retourner. A peu de distance en aval, la température de l'eau dépasse 2 °C en été et d'autres diptères et oligochètes apparaissent dans cette zone alors appelée hypokryal. Encore plus en aval, les températures excèdent 4 °C et les conditions environnementales correspondent au rhithral permettant la présence d'autres éléments faunistiques tels que les éphéméroptères, les plécoptères et les trichoptères.

Les **rivières rhithrales** se rencontrent également dans les bassins hydrographiques ne comprenant pas de glaciers, qu'elles soient alimentées par la fonte des neiges ou émergent de lacs. Les habitats rhithraux sont caractérisés par des températures de l'eau comprises entre 5 et 10 °C en été et ne présentent pas les fortes fluctuations

journalières de débit, l'instabilité du lit, la forte turbidité et la pauvreté trophique des cours d'eau du kryal. On y rencontre habituellement des poissons, des mousses aquatiques, des lichens et une faune algale assez diversifiée. Le zoobenthos contient assez peu de spécialistes des eaux d'amont, étant majoritairement constitué d'espèces des torrents de montagne adaptées au froid et capables de coloniser un large domaine altitudinal et qui se trouvent dans l'étage alpin à la limite supérieure de leur aire de répartition.

Les **rivières du crénal**, qui sont alimentées par des eaux souterraines, se rencontrent à toutes les altitudes. Celles qui proviennent de la toundra alpine présentent des conditions environnementales assez constantes et paisibles comparées à celles des torrents du kryal. Elles sont caractérisées par des eaux assez chaudes et peu turbides et par un substrat stable. Les rivières crénales résultent de l'émergence de nappes alluviales (sources alluviales) ou de nappes de versant qui émergent le long du corridor fluvial (sources de versant). Ces sources constituent des refuges de choix pour les biotes aquatiques dans les conditions très rudes de l'étage alpin.

Le milieu alpin présente en général une mosaïque d'habitats kryaux, crénaux et rhithraux, fournissant une grande diversité de conditions environnementales à la flore et à la faune aquatiques.

Qu'avons-nous appris?

Bien que les eaux de haute montagne suscitent depuis longtemps un vif intérêt, et ce, plus particulièrement en Europe [8], nous avons rencontré assez peu de données sur

M. Heiber, EAWAG



La Guglia près du Julierpass.

l'écologie des cours d'eau alpins au moment de rédiger une revue sur le sujet en 1994 [6]. Cet état des choses contrastait fortement avec l'abondance des connaissances rassemblées sur la climatologie, la glaciologie, l'hydrologie et l'écologie des milieux terrestres de l'étage alpin [2, 4]. A cette époque, les études menées sur l'écologie des torrents alpins étaient générale-

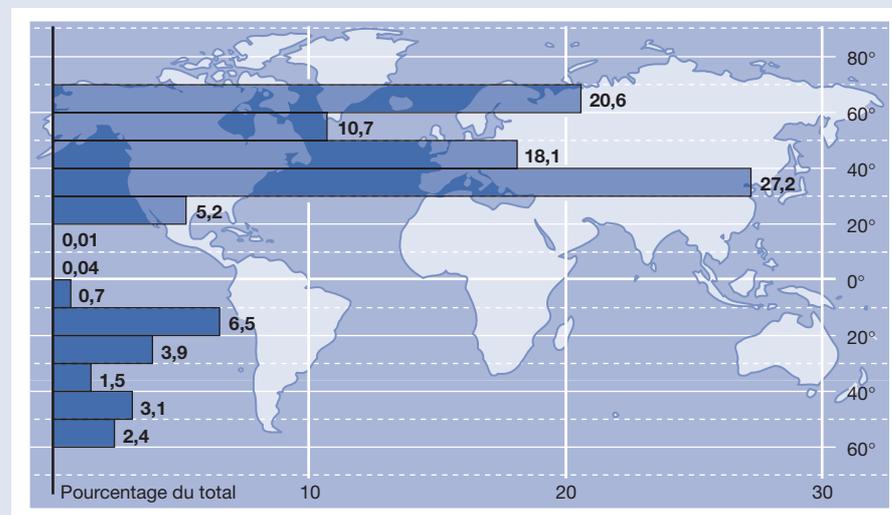


Fig. 2: Contribution relative de chaque portion de 10 degrés de latitude à la surface occupée par la végétation alpine sur la Terre. Adapté du chapitre de Ch. Koerner intitulé «Alpine plant diversity: A global survey and functional interpretations», dans [4].



M. Hieber, EAWAG

La Moesa près du San Bernardino.

ment limitées à la courte saison estivale. C'est pour cette raison que la division de limnologie de l'EAWAG lança en 1996 un programme de recherche prévoyant une large palette d'études menées tout au long de l'année. Comme en témoignent les articles présentés dans ce numéro, cette initiative a fortement contribué à faire avancer les connaissances scientifiques sur les structures et processus écologiques régissant les ruisseaux alpins. D'autres équipes de recherche européennes ont également été actives dans ce domaine au cours des dernières années [9, 10].

Quatre des grands fleuves d'Europe, le Rhône, le Rhin, le Pô et le Danube, s'écoulent en régime glaciaire en Suisse sur une partie de leur cours. L'article de C.T. Robinson et U. Uehlinger, page 7, est basé sur des recherches menées sur six rivières de ce type. Les émissaires des lacs peuvent subir ou non l'influence des glaciers. A la page 10, M. Hieber et ses collaborateurs exposent les résultats des études qu'ils ont menées sur divers émissaires pour tenter de savoir en quoi ils diffèrent de cours d'eau alpins non reliés à des lacs. L'article de U. Uehlinger, page 13, présente le Val Roseg, une plaine alluviale glaciaire bien étudiée par la division de limnologie. Le Val Roseg fait également l'objet d'autres articles de ce numéro. Ainsi, K. Tockner et son équipe se

sont penchés sur l'hétérogénéité spatio-temporelle des habitats de la plaine alluviale glaciaire de cette vallée. Leur étude, résumée dans l'article de la page 16, a livré le pool de données le plus complet jamais rassemblé sur la dynamique des habitats d'eaux courantes alpins. Des travaux menés sur la dynamique de la matière organique dans le Val Roseg sont exposés dans l'article de U. Uehlinger et de ses collaborateurs à la page 19. Des études ont été menées à différentes échelles, allant de la modélisation spatiale des flux de matière organique dans l'ensemble du corridor fluvial au suivi la dynamique de décomposition d'un amas de feuilles. Cet article montre bien l'importance d'un suivi sur toute l'année dans une approche holistique des écosystèmes d'eaux courantes alpins. L'article de U. Uehlinger et de ses collaborateurs de la page 22 montre que les apports de nutriments, la luminosité, le débit et la température favorisent les processus écologiques et les biotes pendant deux courtes périodes situées au début et à la fin de la fonte des glaces et neiges. L'article de F. Malard à la page 24 rend compte d'une étude détaillée de la faune hyporhéique, c'est à dire des animaux évoluant dans l'espace interstitiel saturé du lit alluvionnaire des rivières, et de sa distribution selon un gradient décroissant d'influence glaciaire. P. Burgherr et ses collaborateurs se sont intéressés à la biodiversité de la faune benthique de différents types de cours d'eau alpins. Les résultats de leurs travaux, exposés page 26, font le jour sur les liens étroits existant entre hétérogénéité des habitats et diversité faunistique. Les rivières alpines peuvent se trouver fragmentées pour des raisons naturelles ou anthropogéniques. L'étude de M. Monaghan et de ses collaborateurs résumée page 28 porte sur les effets de la fragmentation des cours d'eau due à des lacs et des réservoirs d'époques différentes sur la diversité génétique des insectes des milieux fluviaux. L'article final de C.T. Robinson et U. Uehlinger, page 31, présente une étude des effets de crues expérimentales dans le Parc National Suisse. Cette technique ouvre de nouvelles perspectives de gestion pour la restauration écologique des cours d'eau régulés.

L'effort collectif de recherche que nous avons fourni nous a entre autres permis de tirer les enseignements suivants: (1) notre conception passée des cours d'eau alpins était beaucoup trop simpliste, (2) les écosystèmes fluviaux alpins peuvent présenter une grande hétérogénéité spatio-temporelle, en particulier ceux des cours d'eau possédant une plaine alluviale et un réseau

de multiples chenaux, (3) la succession des phases d'expansion et de contraction des habitats aquatiques joue un rôle important dans la détermination des conditions habitationnelles et des réponses biotiques qui leurs sont liées, (4) la période maximale d'activité biologique des torrents glaciaires se situe à la fin de l'automne et au début de l'hiver et non pendant l'été, période pendant laquelle la plupart des études avaient été menées jusqu'à présent, (5) les interactions entre eau souterraine et eau de surface jouent un rôle important dans la structuration des conditions environnementales et des communautés biotiques, et enfin, (6) les effets de la fragmentation des habitats sur la circulation des gènes varient entre les espèces et sont le reflet de l'évolution des glaciations à l'échelle du bassin versant.



J.V. Ward détenait la chaire d'écologie aquatique de l'EPF de Zurich et dirigeait la division de limnologie de l'EAWAG. Il a pris sa retraite en automne 2002.

- [1] McGregor G., Petts G.E., Gurnell A.M., Milner A.M. (1995): Sensitivity of alpine stream ecosystems to climate change and human impacts. *Aquatic Conservation* 5, 233-247.
- [2] Bowman W.D., Seastedt T.R. (Eds.) (2001): Structure and function of an alpine ecosystem - Niwot Ridge, Colorado. Oxford University Press, Oxford, 337 p.
- [3] Koerner C. (1999): *Alpine plant life*. Springer-Verlag, Berlin, 338 p.
- [4] Chapin F.S., Koerner C. (Eds.) (1995): *Arctic and alpine biodiversity*. Springer-Verlag, Berlin, 332 p.
- [5] Gurnell A.M., Edwards P.J., Petts G.E., Ward J.V. (1999): A conceptual model for alpine proglacial river channel evolution under changing climatic conditions. *Catena* 38, 223-242.
- [6] Ward J.V. (1994): Ecology of alpine streams. *Freshwater Biology* 32, 277-294.
- [7] Kohshima S. (1984): A novel cold-tolerant insect found in a Himalayan glacier. *Nature* 310, 225-227.
- [8] Steinmann P. (1907): *Die Tierwelt der Gebirgsbäche. Eine faunistischbiologische Studie*. Annales de Biologie lacustre 2, 30-150.
- [9] Brittain J.E., Milner A.M. (Eds.) (2001): Glacier-fed rivers - unique lotic ecosystems. *Freshwater Biology* 46, 1571-1847.
- [10] Sommaruga R., Psenner R. (Eds.) (2001): High-mountain lakes and streams: indicators of a changing world. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 33, 383-492.

Les cours d'eau glaciaires de Suisse: Un élément marquant des paysages alpins

Les cours d'eau glaciaires constituent un élément prédominant des paysages alpins suisses. Parmi le peu d'études menées sur l'écologie de ces cours d'eau, la plupart ont été réalisées pendant la saison estivale et n'ont en général porté que sur des systèmes isolés. Nous avons tenté de déterminer l'importance de la variabilité spatio-temporelle des cours d'eau glaciaires en étudiant un certain nombre dans les Alpes suisses tout au long d'une année. L'un des résultats les plus significatifs de notre étude fut de constater que les cours d'eau glaciaires présentaient une dynamique biologique plus importante en automne/hiver qu'en été.

Le cours supérieur des principales rivières de Suisse (le Rhône, le Rhin, l'Inn et le Ticino) est toujours plus ou moins influencé par les apports glaciaires. La diversité des cours d'eau glaciaires suisses est énorme et l'on rencontre aussi bien de grandes rivières comme celle alimentée par le glacier d'Aletsch que des systèmes plus petits comme ceux qui prennent leur source dans les glaciers de Mutt et de Steinlimi ou des

systèmes de canyons provenant des glaciers supérieur et inférieur de Grindelwald qui débouchent directement sur une plaine alluviale boisée.

Malgré les progrès accomplis ces dernières années, nos connaissances sur l'écologie des cours d'eau glaciaires sont assez restreintes par rapport à celles concernant les cours d'eau de plus basse altitude [1]. Des résultats récents ont montré que les cours

d'eau glaciaires présentaient un caractère unique au sein des systèmes lotiques étant donné la prédominance des forces physiques telles que la température de l'eau, les fluctuations saisonnières et journalières de débit, l'instabilité des lits, la turbidité de l'eau et la faiblesse des apports de matière organique. Ces facteurs abiotiques exercent en été une forte influence sur les biotes [2], mais on ignore si c'est également le cas à d'autres périodes de l'année. Cet article est donc consacré à la dynamique physico-chimique et biologique de différents cours d'eau glaciaires au cours d'un cycle annuel.

L'environnement fluvial glaciaire

Tous les cours d'eau alimentés par des glaciers ont des caractéristiques communes (Tab. 1). Ils présentent une température de l'eau n'excédant pas 4 °C et des variations extrêmes de débit générées par les cycles de gel et de dégel. En été, les rivières glaciaires présentent de fortes fluctuations journalières de débit avec des pics en début d'après-midi. Les processus de fonte ont une influence décisive sur la transparence des eaux qui sont assez claires quand les débits sont faibles et très turbides lors des pics d'écoulement d'été [3]. Nous avons enregistré des turbidités inférieures à 10 NTU en hiver et supérieures à 3000 NTU en été [4]. Etant donné que la plupart des cours d'eau glaciaires se situent au-dessus de la limite supérieure des arbres, les apports terrestres de matière organique sont particulièrement faibles [5, voir également p. 19].

Dynamique des nutriments

La dynamique des nutriments et des ions des cours d'eau glaciaires reflète le caractère saisonnier de l'influence glaciaire (Fig. 1). Les concentrations ioniques, mesurées par la conductivité, diminuent lors des grands flux d'eau de fonte de l'été. C'est également le cas des concentrations d'azote, bien qu'elles excèdent toujours 150 µg/l. Les apports d'azote sont principalement assurés par les dépôts atmosphériques [6]. Les concentrations de phosphore soluble

Caractéristique	kryal	rhithral
Amplitude thermique annuelle (°C)	0-4	0-10
Température annuelle cumulée (DJ)	<500	500-1000
Fluctuations annuelles de débit	extrêmes	modérées
Fluctuations journalières de débit	extrêmes	modérées
Turbidité de l'eau (NTU)	2- >1000	0-50
Stabilité du lit	faible	élevée

Tab. 1: Caractéristiques physiques principales des cours d'eau alpins glaciaires (kryaux) et non-glaciaires (rhithraux). DJ (degrés-jours) = températures journalières cumulées d'une année en degrés >0 °C. NTU = unité néphéométrique de turbidité.

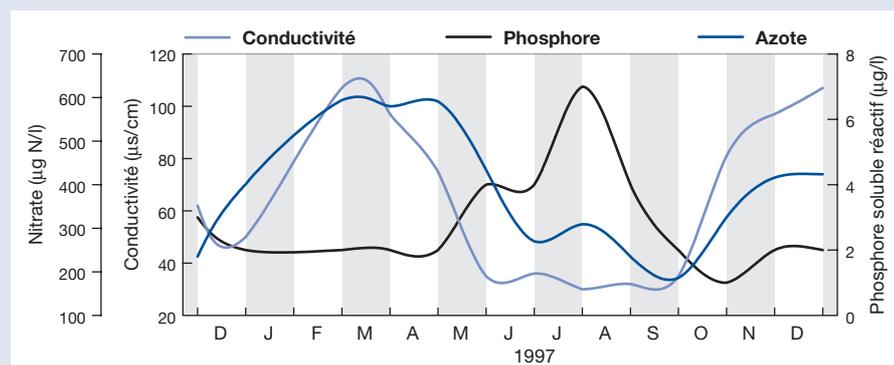


Fig. 1: Evolution des teneurs en nutriments d'un cours d'eau glaciaire typique, le Roseg, au cours d'une année, représentée par la conductivité et les teneurs en nitrate et en phosphore soluble réactif.



U. Uehlinger, EAWAG

Cours d'eau glaciaire émergeant du glacier de Morteratsch.

réactif (PSR) augmentent par contre en été, pouvant atteindre des valeurs de $7 \mu\text{g/l}$ (Fig. 1). Pendant le reste de l'année, les concentrations de PSR sont de l'ordre de $2 \mu\text{g/l}$ et sont susceptibles de limiter la production primaire des cours d'eau glaciaires suisses [7]. Les PSR proviennent principalement du substratum rocheux.

Les algues

La biomasse algale est maximale en automne, quand les cours d'eau glaciaires sont les plus stables et quand l'eau est la moins turbide, et minimale en été (Fig. 2A). Si le chenal reste ouvert pendant l'hiver, ce qui est souvent le cas du torrent glaciaire du Morteratsch, la biomasse peut rester assez élevée pendant cette saison (Fig. 2B). L'algue la plus visible, la chrysophycée *Hydrurus foetidus*, peut atteindre en automne une biomasse de plus de 25 g de matiè-

re organique sèche par m^2 . Parmi les diatomées les plus communes, on trouve de petits taxons adnés fort résistants à l'afouillement et à l'instabilité du substrat [4]. Nous n'avons observé qu'une seule espèce de rhodophycée dans les cours d'eau glaciaires étudiés, *Audouinella violacea*.

Le macrozoobenthos

Les insectes aquatiques formaient la plus grande part du macrozoobenthos des cours d'eau glaciaires étudiés, avec plus de 100

espèces représentées. L'échantillonnage étalé sur toute l'année a permis d'observer une faune étonnamment diversifiée, comportant des simuliidés et autres familles de diptères, des éphéméroptères, des plécoptères, des trichoptères et certains groupes n'appartenant pas à la classe des insectes, tels que le vert plat prédateur *Crenobia alpina* et divers oligochètes. Nous avons constaté des changements saisonniers importants dans les communautés de macro-invertébrés qui présentaient une forte augmentation d'abondance, plus de 9000 individus par m^2 , et du nombre d'espèces présentes en automne/hiver par rapport à l'été (Fig. 3) [8, 9]. Les observations ont permis de dégager deux stratégies adaptatives principales:

- adaptation aux conditions abiotiques estivales extrêmes: les chironomidés de la sous-famille Diamesinae dominent les communautés glaciaires en été [8–11];
- évitement de l'été en plaçant les phases de croissance et de développement en hi-

Mesure	Azote	Phosphore
Distance d'absorption (km)	15–45	0,13–2,5
Taux d'absorption ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)	0,01–0,15	0,21–0,51

Tab. 2: Mesure de l'absorption de l'azote et du phosphore d'un certain nombre de cours d'eau glaciaires des Alpes suisses à différentes périodes de l'année. La distance d'absorption correspond à la distance parcourue par un nutriment dans un cours d'eau avant d'être absorbé physiquement ou biologiquement. Le taux d'absorption correspond à la vitesse à laquelle une particule de nutriment est absorbée rapportée à une unité de surface de cours d'eau.

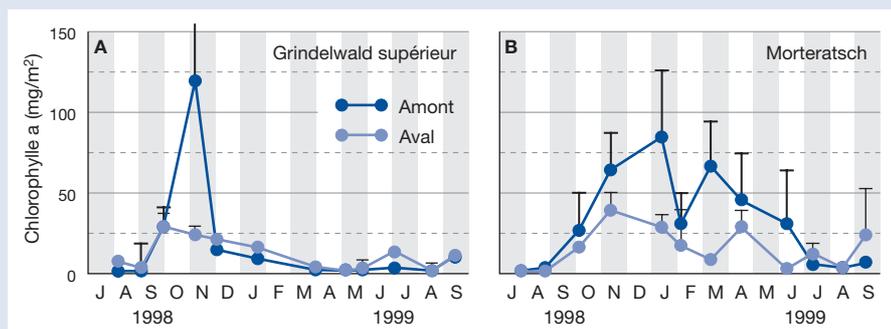


Fig. 2: Evolution saisonnière de la biomasse algale (exprimée par la teneur en chlorophylle a de la matière organique sèche) de deux cours d'eau glaciaires suisses. Les sites en amont et en aval de chaque cours d'eau sont représentés pour témoigner de la dynamique longitudinale des rivières glaciaires. Le Morteratsch n'est généralement pas gelé en hiver alors que le Grindelwald supérieur est couvert de neige.

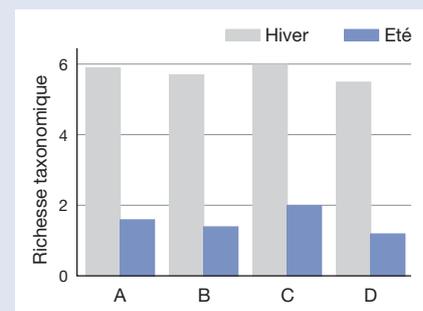


Fig. 3: Différences saisonnières au niveau de la richesse spécifique de quatre rivières glaciaires suisses (A = Lang, B = Steinlimi, C = Morteratsch, D = Grindelwald) montrant la forte augmentation du nombre d'espèces en hiver.

ver: nous avons observé des chironomidés adultes dans des cours d'eau recouverts de neige et de glace au mois de février [10].

Les nutriments sont-ils un facteur limitant des cours d'eau glaciaires?

Pour tenter de savoir si la présence de nutriments était un facteur limitant pour la croissance des algues dans les cours d'eau glaciaires, nous avons procédé à des apports expérimentaux d'azote et de phosphore dans un certain nombre d'entre eux au printemps, en été et en automne. Les apports d'azote n'ont pas eu d'effet stimulant sur la production algale et les cours d'eau n'ont pratiquement pas retenu d'azote (Tab. 2). On a par contre obtenu une nette augmentation de la production algale suite aux apports de phosphore (Fig. 4), mais uniquement au printemps et en automne quand les concentrations naturelles de PSR sont faibles. Il est probable que la forte turbidité de l'eau et la faible stabilité du substrat en été ont empêché un effet bénéfique des apports de phosphore sur la croissance algale. La rétention de phosphore était également beaucoup plus élevée que celle d'azote (Tab. 2). Les forts taux de rétention de phosphore observés en été étaient probablement dus à un phénomène d'adsorption sur les particules de farines glaciaires.

Conclusion

Les cours d'eau alpins ont des caractéristiques qui les distinguent des autres types de cours d'eau, comme par exemple une faible température de l'eau, de fortes charges estivales de matières en suspension provenant des farines glaciaires, et de fortes fluctuations saisonnières et journalières de débit. Nos recherches ont permis de mettre en évidence le caractère saisonnier prononcé des propriétés physico-chimiques et biologiques des cours d'eau étudiés, l'activité biologique étant maximale en automne et en hiver. Cette forte activité non-estivale était visible chez les algues dont la biomasse était élevée en automne



Cours d'eau glaciaire provenant du glacier Lang.

et chez le macrozoobenthos dont la densité et la richesse étaient plus élevées en automne/hiver qu'en été.



Christopher T. Robinson est spécialiste de l'écologie des cours d'eau et chercheur à la Division de limnologie de l'EAWAG. Son domaine de recherche principal concerne l'écologie des cours d'eau alpins.

Coauteur:
U. Uehlinger

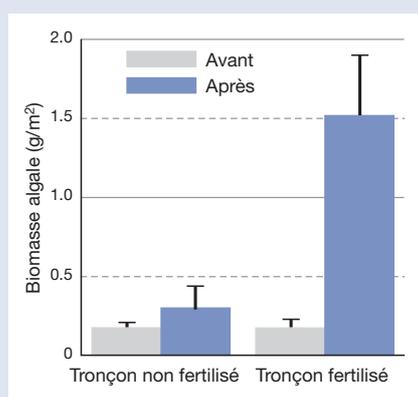


Fig. 4: Biomasse algale de cours d'eau glaciaires avant et après fertilisation avec des pastilles contenant à la fois de l'azote et du phosphore.

- [1] Ward J.V. (1994): The ecology of alpine streams. *Freshwater Biology* 32, 277–294.
- [2] Brittain J.E., Milner A.M. (2001): Ecology of glacial-fed rivers: current status and concepts. *Freshwater Biology* 46, 1571–1578.
- [3] Tockner K., Malard F., Burgherr P., Robinson C.T., Uehlinger U., Zah R., Ward J.V. (1997): Physico-chemical characterization of channel types in a glacial flood plain (Val Roseg, Switzerland). *Archiv für Hydrobiologie* 140, 433–463.
- [4] Hieber M., Robinson C.T., Rushforth S.R., Uehlinger U. (2001): Algal communities associated with different alpine stream types. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 33, 447–456.
- [5] Zah R., Uehlinger U. (2001): Particulate organic matter inputs to a glacial stream ecosystem in the Swiss Alps. *Freshwater Biology* 46, 1597–1608.
- [6] Malard F., Tockner K., Ward J.V. (2000): Physico-chemical heterogeneity in a glacial riverscape. *Landscape Ecology* 15, 679–695.
- [7] Robinson C.T., Uehlinger U., Guidon F., Schenkel P., Skvarc R.: Limitation and retention of nutrients in alpine streams of Switzerland. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, (in press).
- [8] Robinson C.T., Uehlinger U., Hieber M. (2001): Spatio-temporal variation in macroinvertebrate assemblages of glacial streams in the Swiss Alps. *Freshwater Biology* 46, 1663–1672.
- [9] Burgherr P., Ward J.V. (2001): Longitudinal and seasonal distribution patterns of the benthic fauna of an alpine glacial stream (Val Roseg, Swiss Alps). *Freshwater Biology* 46, 1705–1722.
- [10] Schültz C., Wallinger M., Burger R., Füreder L. (2001): Effects of snow cover on the benthic fauna in a glacial-fed stream. *Freshwater Biology* 46, 1691–1704.
- [11] Milner A.M., Brittain J.E., Castella E., Petts G.E. (2001): Trends of macroinvertebrate community structure in glacier-fed rivers in relation to environmental conditions: a synthesis. *Freshwater Biology* 46, 1833–1848.

Les émissaires de lacs alpins: Un type de cours d'eau à part?

Les rivières émergeant des lacs correspondent à un environnement aquatique unique en son genre qui rassemble des organismes caractéristiques des lacs et des cours d'eau. A l'étage alpin, les émissaires des lacs peuvent être d'origine rhithrale (alimentés par la fonte des neiges) ou kryale (alimentés par l'eau de fonte des glaciers). Mais bien qu'ils forment un élément important et fréquent de l'environnement alpin, on dispose d'assez peu d'informations sur l'écologie des émissaires de lacs alpins. Nous avons démontré que ces systèmes aquatiques particuliers différaient des émissaires de lacs de plaine ainsi que des autres types de cours d'eau alpins.

Les émissaires de lacs sont définis comme des zones longitudinales de transition entre les habitats lacustres et les habitats fluviaux. Suivant leur taille (leur volume) et l'écoulement qui les traverse, les lacs de plaine atténuent plus ou moins fortement les fluctuations de débit et de température et peuvent fournir de grandes quantités de plancton dont les invertébrés filtreurs dans les émissaires profitent [1]. Ce type de cours d'eau a été bien étudié en zone de plaine et de basse altitude. Par contre, on ignore presque tout de l'écologie des émissaires de lacs de l'étage alpin, bien qu'ils en constituent un élément paysager fréquent. Nous avons donc lancé un projet de recherche sur les habitats et les communautés des émissaires de lacs alpins. Nous nous sommes en particulier penchés sur la question de savoir si ces milieux particuliers

différent des autres types de cours d'eau alpins et s'ils présentaient des similitudes avec les émissaires de plaine ou de basse altitude. Nous avons étudié deux émissaires kryaux et quatre rhithraux ainsi que deux rivières kryales et deux rhithrales des Alpes suisses (Fig. 1, voir définitions p. 4).

Caractéristiques habitationnelles des émissaires de lacs alpins

Les lacs alpins se distinguent par leur petite taille et leur faible étendue, mais ils exercent une influence toute particulière sur leurs émissaires. Par exemple, la température joue un rôle décisif dans l'écologie des organismes aquatiques [2, 3] et les lacs peuvent influencer le régime thermique des émissaires (Fig. 2). Nous avons constaté que les émissaires de lacs alpins présentaient des températures maximales et un nombre de degrés-jours (température cumulée) plus élevés, une vitesse de réchauffement accrue ainsi que des fluctuations journalières moins importantes que les autres types de cours d'eau de leur étage [4]. De plus, les lacs pro-glaciaires ont un effet de rétention des matières en suspension, leurs émissaires présentant une eau plus claire et moins chargée en sédiments que les autres rivières glaciaires. Les apports de matières d'origine terrestre dans les cours d'eau alpins sont assez faibles et leur métabolisme énergétique est principalement basé sur des sources endogènes telles que les algues et les macrophytes (voir également p. 19). Nous avons

constaté que contrairement aux lacs de plaine, ceux de l'étage alpin n'apportent que peu de matière organique à leurs émissaires. La plupart des lacs alpins sont extrêmement oligotrophes et représentent plutôt des puits de matière organique que des sources. Par contre, la production endogène de matière organique était assez élevée dans les émissaires rhithraux, ce qui s'explique probablement par la plus grande stabilité de leur lit. Dans les systèmes kryaux, les concentrations de matière organique différaient peu entre émissaires de lacs et autres cours d'eau, les deux types présentant de fortes fluctuations saisonnières avec des pics d'abondance durant les périodes de faible écoulement de l'automne et du printemps (voir également p. 22).

En général, les émissaires de lacs alpins étudiés présentaient des conditions habitationnelles différentes de celles des autres types de cours d'eau de cet étage. Cependant, les glaciers et le caractère saisonnier

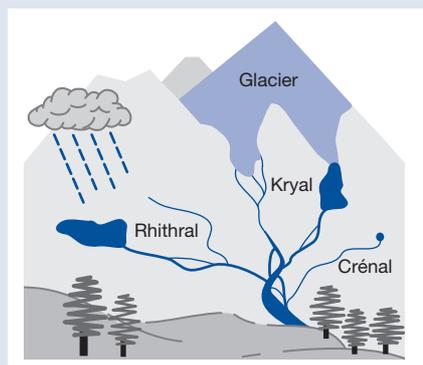


Fig. 1: Les différents types de cours d'eau alpins et leur source principale d'alimentation en eau [adapté de 5, 3]. Voir définitions p. 4.

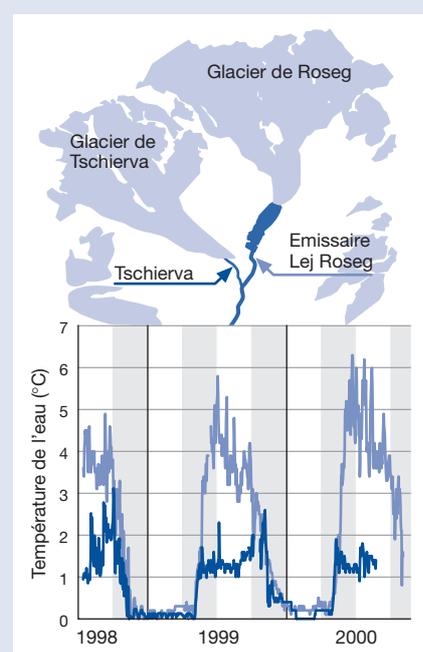


Fig. 2: Température moyenne journalière d'un émissaire de lac kryal (Lej Roseg) et d'une rivière kryale adjacente (Tschierwa).



L'émissaire du Steinsee, lac kryal.

de la fonte des glaces influencent fortement le régime d'écoulement et limitent l'influence des lacs sur leurs émissaires.

La faune et la flore des émissaires de lacs alpins

Les taxons des cours d'eau alpins présentent une large distribution géographique [5], même si la structure des communautés reflète les différences habitationnelles qui existent entre les différents types de cours d'eau. En général, la diversité des organismes aquatiques était plus faible dans les systèmes kryaux que dans les systèmes rhithraux et au sein de ces systèmes, les communautés des émissaires différaient

de celles des autres types de cours d'eau (Tab. 1).

La flore aquatique est dominée par les diatomées, les cyanophycées et la chrysophycée *Hydrurus foetidus*, une algue filamenteuse très répandue dans les eaux froides. Les communautés algales des systèmes rhithraux présentaient davantage de taxa que celles des systèmes kryaux dans les-

quels la richesse de la flore et la biomasse sont sujettes à de fortes fluctuations saisonnières, atteignant un minimum pendant les hautes-eaux estivales. Au sein des systèmes kryaux, les émissaires de lacs présentaient une diversité algale (en particulier chez les diatomées) plus élevée que les autres rivières et les émissaires rhithraux se distinguaient par la présence de bryophytes

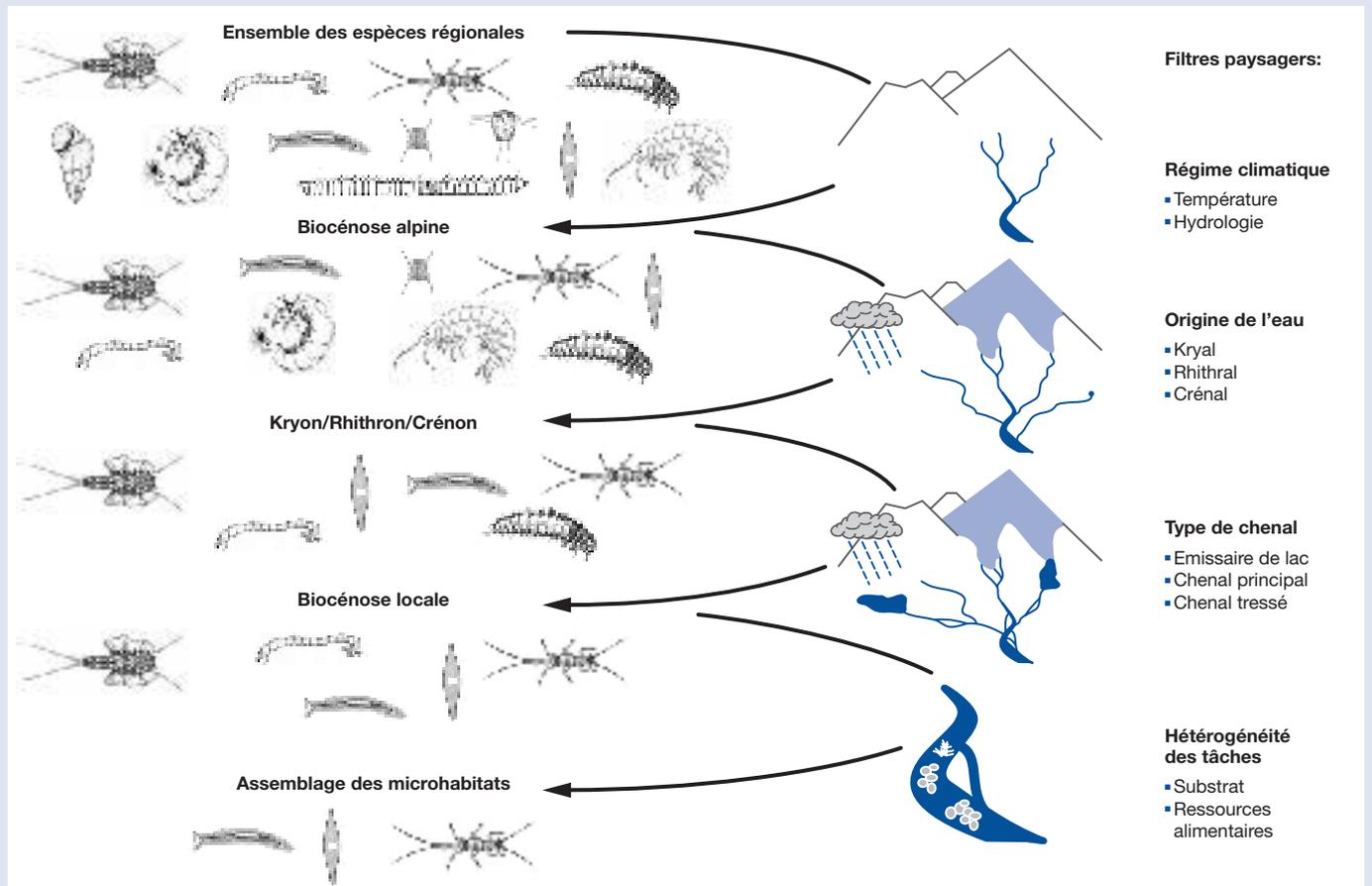


Fig. 3: Modèle conceptuel de la manière dont les filtres paysagers [au sens de 8, 9] déterminent la composition des communautés benthiques de différents types de cours d'eau alpins. Les principaux facteurs environnementaux intervenant à un niveau hiérarchique donné jouent le rôle de filtres qui déterminent la composition biocénotique du niveau hiérarchique suivant.



L'émissaire du Lago Bianco, lac rhithral.

aquatiques qui, suivant les périodes, pouvaient constituer une biomasse importante et offrir un habitat de valeur aux invertébrés [6, 7].

Les communautés d'invertébrés étaient également plus diversifiées dans les systèmes rhithraux que dans les systèmes kryaux. Elles comptent généralement des éphéméroptères, des plécoptères, des trichoptères, des diptères (en majorité des chironomidés), des turbellariés et des oligochètes. Les chironomidés (*Diamesinae*) sont les plus abondants dans les systèmes kryaux, les éphéméroptères et les plécoptères étant présents pendant les périodes de basses-eaux (voir également p. 7 et p. 26). Les chironomidés et des taxons non-

insectes tels que les oligochètes, les nématodes et les copépodes étaient fréquents dans les émissaires de lacs rhithraux. Dans les rivières rhithrales, ils ont été complétés par un grand nombre d'autres insectes. Contrairement à ce qui est attendu pour les émissaires de plaine, les invertébrés filtreurs étaient rares voire absents des émissaires de l'étage alpin, ce qui s'explique probablement par la faible quantité de matière organique transportée dans les rivières alpines. En complément de la caractérisation générale des cours d'eau alpins établie par Ward [5], nous livrons un résumé des caractéristiques mésologiques et biotiques des rivières et des émissaires rhithraux et kryaux alpins (Tab. 1).

Les émissaires de lacs alpins sont-ils des habitats à part?

Notre étude indique que les émissaires de lacs alpins constituent bel et bien des habitats particuliers comme en témoignent les communautés qu'ils abritent. Ils peuvent être considérés comme des sous-classes des systèmes rhithraux et kryaux. Dans un sens, on peut hiérarchiser les différents types de cours d'eau alpins, certaines caractéristiques géomorphologiques et écologiques jouant le rôle de «filtres» emboîtés. Ces filtres provoquent la sélection de certaines espèces à partir de la faune et de la flore régionale potentielle en fonction de leurs traits biologiques [8, 9] et fixent la composition des communautés de chaque type de rivière (Fig. 3). Notre étude, enfin, a montré que la singularité des communautés des émissaires de lacs diminuait avec l'altitude et sous l'influence des glaciers. Il nous semble qu'une gestion réussie des lacs et cours d'eau alpins doit absolument tenir compte de l'individualité écologique des différents types de rivières pour maintenir la biodiversité naturelle de cette région.



Mäggi Hieber a effectué une thèse de doctorat sur les rivières et émissaires de lacs alpins à la division de limnologie de l'EAAG. Depuis lors elle travaille comme chargée de projets au Centre d'Ecologie appliquée Schattweid.

Coauteurs:

C.T. Robinson, U. Uehlinger

Variable	Rhithral		Kryal	
	Rivière (n = 2)	Emissaire (n = 4)	Rivière (n = 2)	Emissaire (n = 2)
Nombre annuel de degrés-jours	900–1300	900–1500	<300	500–700
Amplitude thermique annuelle	0–13 °C	0–17 °C	0–5 °C	0–9 °C
Fluctuations thermiques journalières	Elevées	Moyennes	Moyennes	Faibles
Régime d'écoulement	Fortes fluctuations saisonnières	Fluctuations saisonnières moyennes	Fortes fluctuations saisonnières + journalières	Fluctuations saisonnières + journalières moyennes
Transparence (NTU)	Claire (0–3)	Claire (0–10)	Turbide (2– >1000)	Turbide (30–400)
Stabilité du lit	Variable	Elevée	Faible	Variable
Algues	Diverses diatomées et cyanophycées <i>Hydrurus foetidus</i>	Diverses diatomées et cyanophycées Mousses	<i>Hydrurus foetidus</i> <i>Chamaesiphon</i> <i>Lyngbya</i> Diatomées éparées	<i>Hydrurus foetidus</i> <i>Chamaesiphon</i> <i>Lyngbya</i> Peu de diatomées
Macro-invertébrés	Divers EPTD et non-insectes	Non-insectes: Oligochètes Nématodes Chironomidés Peu de EPT	Diamesinae EP: Baetidae Heptageniidae Leuctridae	Diamesinae EP: Baetidae Heptageniidae Leuctridae

Tab. 1: Caractéristiques mésologiques et biotiques théoriques des rivières et émissaires de lacs alpins du rhithral et du kryal [adapté de 5]. E = éphéméroptères, P = plécoptères, T = trichoptères, D = diptères, n = nombre de sites de prélèvements.

- [1] Richardson J.S., Mackay R.J. (1991): Lake outlets and the distribution of filter feeders: an assessment of hypotheses. *Oikos* 62, 370–380.
- [2] Ward J.V., Stanford J.A. (1982): Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. *Annual Review of Entomology* 27, 97–117.
- [3] Füreder L. (1999): High alpine streams: cold habitats for insect larvae. In: Margesin R., Schinner F. (eds.) *Cold-Adapted Organisms – Ecology, Physiology, Enzymology and Molecular Biology*. Springer, Berlin, p. 181–196.
- [4] Hieber M., Robinson C.T., Uehlinger U., Ward J.V. (2002): Are alpine lake outlets less harsh than other alpine streams? *Archiv für Hydrobiologie* 154, 199–223.
- [5] Ward J.V. (1994): Ecology of alpine streams. *Freshwater Biology* 32, 277–294.
- [6] Kawecka B. (1980): Sessile algae in European mountain streams. I. The ecological characteristics of communities. *Acta Hydrobiologica* 22, 361–420.
- [7] Hieber M., Robinson C.T., Rushforth S.R., Uehlinger U. (2001): Algal communities associated with different alpine stream types. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 33, 447–456.
- [8] Tonn W.M. (1990): Climate change and fish communities: a conceptual approach. *Transactions of the American Fisheries Society* 119, 337–352.
- [9] Poff N.L. (1997): Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16, 391–409.

Le Val Roseg: Une plaine alluviale glaciaire des Alpes suisses

La partie supérieure du Val Roseg dans les Alpes suisses orientales abrite un écosystème fluvial fortement influencé par les écoulements glaciaires et présentant une grande diversité hydro-morphologique. Le corridor du Roseg se distingue géomorphologiquement par son importante plaine alluviale glaciaire à laquelle nous avons consacré une étude écologique des plus complètes.

Les changements climatiques globaux sont susceptibles de venir s'ajouter aux activités humaines telles que le tourisme, la protection contre les crues et les prélèvements d'eau pour la production hydroélectrique pour venir perturber les écosystèmes fluviaux alpins [1]. Jusqu'à récemment, nos connaissances sur la structure et le fonctionnement des cours d'eau alpins étaient assez limitées (voir également p. 3). Mais depuis quelques années, l'écologie des cours d'eau alpins bénéficie d'une attention soutenue [p. ex. 2]. En 1996, la division de

limnologie de l'EAWAG a lancé un programme pluridisciplinaire d'étude de la plaine alluviale glaciaire de la haute vallée du Roseg (Fig. 1), un bassin versant abritant une incomparable diversité de types de cours d'eau et restant accessible toute l'année. Les études avaient pour but de comprendre l'évolution spatio-temporelle du périphyton, de la faune benthique et hyporhéique, de la production et de la décomposition de la matière organique et de la dynamique des nutriments dans le rude environnement alpin. Certains résultats du projet «Val Roseg» seront présentés dans les cinq articles suivants de ce numéro de l'EAWAG news. Cet article-ci présente les principales caractéristiques géomorphologiques, hydrologiques et thermiques du Val Roseg.

Un corridor fluvial alpin

Le Val Roseg se situe dans le massif de la Bernina dans les Alpes suisses. Le tableau 1 présente les principales caractéristiques du bassin versant qui s'étend de 1981 m d'altitude à l'extrémité inférieure de la plaine

alluviale glaciaire à 4049 m d'altitude au sommet du Piz Bernina. La rivière du Roseg (débit moyen annuel de 2,8 m³/s) est principalement alimentée par de l'eau de fonte du glacier de Roseg, qui aboutit dans un lac pro-glaciaire, et du glacier de Tschierva. On distingue cinq grands secteurs le long du corridor du Roseg (Fig. 2):

- un tronçon pro-glaciaire de 650 m de long à l'exutoire du glacier de Tschierva,
- un système d'émissaires s'étendant sur 900 m à la sortie du lac pro-glaciaire,
- un chenal unique incisé dans des dépôts morainiques glaciaires s'écoulant sur 700 m en aval de la confluence du cours d'eau pro-glaciaire et de l'émissaire,
- une plaine alluviale glaciaire de 2600 m de long et de 150–500 m de large qui s'étend entre 1981 et 2055 m d'altitude,
- un tronçon de 7,2 km de long confiné entre les versants de la vallée.

La plaine alluviale présente une diversité impressionnante de cours d'eau alpins de tous types, allant du torrent glaciaire à la source [3] (voir également p. 16).

La végétation terrestre – source potentielle d'énergie pour les organismes benthiques (voir aussi p. 19) – varie d'une absence quasi-totale près de l'exutoire du glacier de Tschierva à une grande abondance dans les forêts subalpines qui couvrent les versants de la vallée en bordure de la plaine alluviale. La limite supérieure des arbres se situe entre 2100 et 2300 m d'altitude. Dans la plaine alluviale, la dynamique fluviale a conduit à l'établissement d'une mosaïque de différents types de végétation terrestre en perpétuel remaniement. Les bancs de graviers à nu ou couverts de communautés végétales pionnières dominent dans 70% de la zone active de la plaine alluviale. Les

	%	km ²
Glaciers	41,7	20,6
Rochers	32,3	16,0
Pelouses	18,4	9,1
Fôrets	3,6	1,8
Plaine alluviale	3,4	1,7
Lacs	0,6	0,3
Surface totale		49,5

Tab. 1: Occupation de l'espace dans la partie supérieure du Val Roseg. Part relative des différents éléments du paysage.

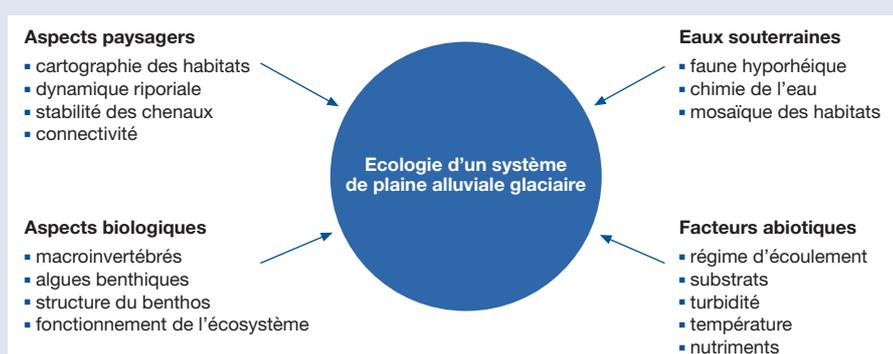


Fig. 1: Les multiples facettes du projet «Val Roseg».

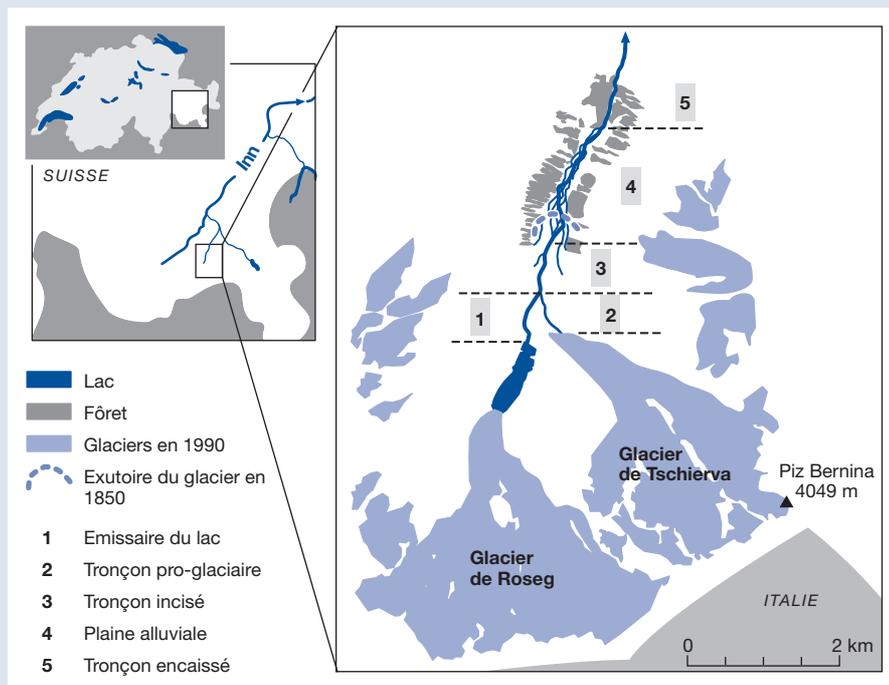


Fig. 2: Le bassin versant supérieur du Val Roseg.

arbres sont absents de la plaine alluviale qui abrite quelques buissons épars dans les zones plutôt restreintes qui n'ont pas été touchées par le déplacement des bras de la rivière depuis plus de 30 ans.

Dynamique d'écoulement

Le régime d'écoulement glaciaire, un des principaux facteurs influençant la structure physique des habitats de la plaine alluviale, est caractérisé par un pic annuel de débit bien marquée. Le débit journalier varie de 0,16 m³/s en avril à plus de 10 m³/s en juillet et août avant de redescendre à 0,2 m³/s de fin septembre à novembre (Fig. 3). A cette pulsation prévisible viennent s'ajouter des variations de débit périodiques et apériodiques. Les oscillations journalières sont le reflet de cycles de gel et de dégel plus importants pendant l'été. De fortes pluies provoquent des pics d'écoulement (comme

en juin et en novembre 1997, Fig. 3) alors que les périodes de froid réduisent la production d'eau de fonte de glace. La pulsation annuelle du débit se traduit par une succession marquée de phases d'expansion, de contraction et de fragmentation des habitats et influe sur les propriétés physico-chimiques des habitats (composition chimique de l'eau, turbidité, température) (voir également p. 16) [4, 5].

Hétérogénéité thermique

La température est un facteur clé agissant sur la structure des communautés d'invertébrés aquatiques et le fonctionnement des écosystèmes. Il existe de plus dans ce système glaciaire un lien étroit entre la température et l'écoulement. Au printemps, la température de l'air et le rayonnement solaire induisent une élévation de la température de l'eau dans l'ensemble de la zone

alluviale. Avec le début de la fonte des neiges et des glaces, début juin, la température de l'eau redescend dans le chenal principal et dans les chenaux ayant une connection amont avec lui. Dans les bras non connectés au chenal principal, la température de l'eau continue d'augmenter jusqu'aux mois d'août/septembre. Ces phénomènes se traduisent par une grande hétérogénéité thermique dans les habitats de la plaine alluviale. Contrairement à ce qui se passe dans la plupart des hydro-systèmes glaciaires, on peut trouver ici des habitats présentant des températures assez élevées à proximité du glacier (Fig. 4).

Un écosystème fluvial alpin dans le contexte des changements climatiques

L'observation de photos aériennes prises entre 1947 et 1999 révèle qu'environ 25% du réseau hydrographique de la plaine alluviale se renouvelle chaque année [6]. La séparation et le raccordement d'anciens bras dans la partie supérieure de la zone alluviale du Val Roseg induisent des changements importants dans son réseau de chenaux mouillés. Il semble que de telles modifications se produisent suite à des crues accompagnées de charriage important. Les glaciers de Tschierva et Roseg se retirent rapidement, comme la plupart des glaciers alpins. Le glacier Tschierva s'est



Fig. 3: Hydrographe du Roseg. Les variations journalières de débit du mois d'août sont le reflet de cycles de gel et de dégel plus marqués par temps chaud.

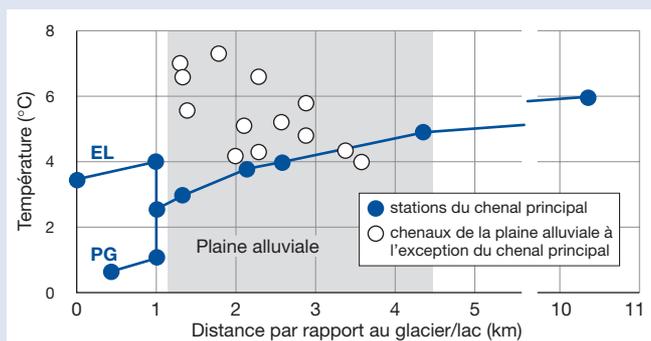


Fig. 4: Températures moyennes de l'eau en juillet le long du corridor fluvial du Roseg. EL = émissaire du lac, PG = tronçon pro-glaciaire.

indiquent une augmentation des valeurs minimales journalières de 2 °C depuis 1901 [7, 8]. La répercussion de cette tendance sur la température de l'eau est probablement faible à moins qu'elle ne soit amplifiée par un retrait des glaciers. Dans la zone située entre les exutoires actuels des glaciers et l'exutoire de 1850, la température de l'eau augmente aujourd'hui en moyenne de 3 °C pendant l'été. On pourrait en déduire que les habitats du chenal principal et les chenaux qui lui sont connectés à l'amont sont devenus beaucoup plus hospitaliers depuis la fin du Petit âge glaciaire, du moins en ce qui concerne la température. Si la tendance

à la régression des glaciers se poursuit, certains bras de la zone alluviale vont continuer de se réchauffer et la stabilité des lits va probablement diminuer.



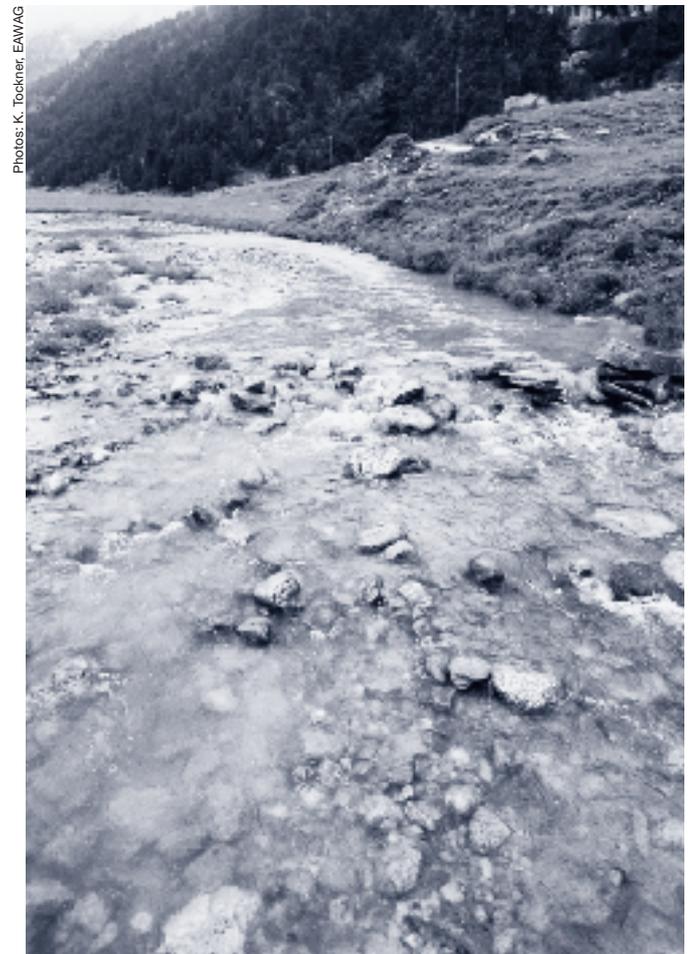
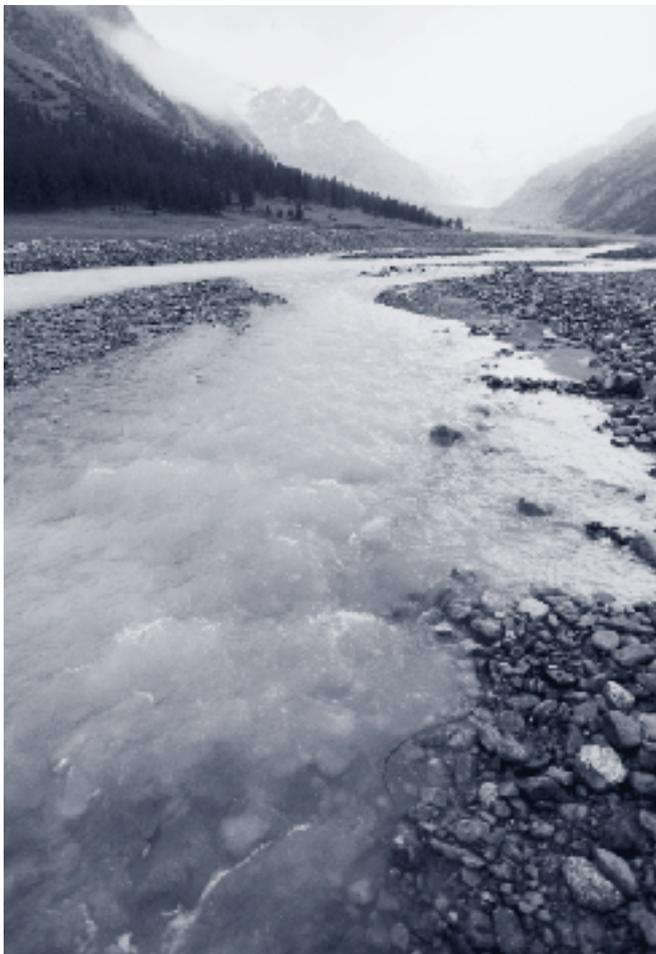
Urs Uehlinger est spécialiste de l'écologie des cours d'eau et chercheur à la division de limnologie de l'EAWAG.

**Coauteurs:
F. Malard, K. Tockner**

séparé du glacier Roseg en 1934. Ces deux glaciers se situent aujourd'hui à respectivement 1,5 et 3 km de la position de l'exutoire en 1850, au Petit âge glaciaire (Fig. 2). La zone pro-glaciaire qui s'étend de plus en plus en aval du glacier Tschierva stocke une grande quantité de sédiments non-consolidés qui sont susceptibles d'être transportés vers la zone alluviale lors de crues importantes. Un apport accru de sédiments dans cette plaine y accélérerait certainement la dynamique de déplacement des bras de la rivière [4].

Des enregistrements de température de l'air effectués dans plusieurs stations des Alpes

- [1] McGregor G., Petts G.E., Gurnell A.M., Milner A.M. (1995): Sensitivity of alpine stream ecosystems to climate change and human impacts. *Aquatic conservation* 5, 233–247.
- [2] Brittain J.E., Milner A.M. (Eds.) (2002): Glacier-fed rivers – unique lotic ecosystems. *Freshwater Biology* 46, 1571–1847.
- [3] Tockner K., Malard F., Burgherr P., Robinson C.T., Uehlinger U., Zah R., Ward J.V. (1997): Characterization of channel types in a glacial floodplain ecosystem (Val Roseg, Switzerland). *Archiv für Hydrobiologie* 140, 433–463.
- [4] Malard F., Tockner K., Ward J.V. (1999): Shifting dominance of subcatchment water sources and flow paths in a glacial flood plain, Val Roseg, Switzerland. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 31, 135–150.
- [5] Tockner K., Malard F., Uehlinger U., J.V. Ward. (2002): Nutrients and organic matter in a glacial river-floodplain system (Val Roseg, Switzerland). *Limnology and Oceanography* 47, 266–277.
- [6] Zah R., Niederöst M., Rinderpacher H., Uehlinger U., Ward J.V. (2001): Long-term dynamics of the channel network in a glacial flood plain, Val Roseg, Switzerland. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 33, 440–446.
- [7] Beniston M., Rebetez M., Giorgi F., Marinucci M.R. (1994): An analysis of regional climate change in Switzerland. *Theoretical and Applied Climatology* 49, 135–159.
- [8] UN Framework Convention on Climate Change (2001): Third National Communication of Switzerland, 92 p.



Photos: K. Tockner, EAWAG

Différents types de chenaux dans la plaine alluviale du Val Roseg (voir également Tab. 1, p. 17). Le chenal principal (gauche) est alimenté par l'eau du glacier et le chenal mixte (droite) de plus par l'eau souterraine.

La dynamique des habitats de la plaine alluviale du Val Roseg

Les plaines alluviales comptent parmi les écosystèmes les plus complexes et dynamiques au monde mais également parmi les plus menacés. Elles sont caractérisées par une forte hétérogénéité habitationnelle et par une grande diversité de biotes adaptés à cette hétérogénéité. Dans la plaine alluviale glaciaire du Val Roseg, l'hétérogénéité résulte d'une grande diversité de chenaux de différents types et de cycles marqués d'expansion et de contraction de l'ensemble du chevelu hydrographique.

La plupart des études menées sur les systèmes de plaine alluviale ont été consacrées à de grandes rivières de plaine. Ces études ont montré que les plaines alluviales étaient des centres de biodiversité et de bioproduction élevées [1]. Ces systèmes peuvent cependant se former à différents endroits le long d'un corridor fluvial. La plaine alluviale qui s'étend sur 2,6 km dans la partie supérieure du Val Roseg se développe dans les dépôts fluvio-glaciaires des glaciers Roseg et Tschierva (Fig. 1 et Fig. 2 p. 14). Une plaine alluviale de haute altitude peut-elle livrer une diversité habitationnelle comparable à celles de plaine? Augmente-t-elle la diversité régionale dans un environnement sinon particulièrement rude? Un des buts

principaux du projet «Val Roseg» était de quantifier l'hétérogénéité spatio-temporelle du système de la plaine alluviale et d'établir le lien existant entre cette hétérogénéité et la diversité biologique (voir article p. 26) et d'étudier les processus majeurs de l'écosystème tels que la transformation des nutriments et de la matière organique (voir article p. 19).

Diversité du réseau hydrographique

On distingue dans la plaine alluviale six types de chenaux différents définis en fonction de leur connectivité hydrologique avec le chenal principal et la part relative des sources d'eau qui les alimentent (Tab. 1) [2].

En été, chacun de ces types de chenaux s'intègre au réseau hydrographique. En hiver, par contre, les affluents et chenaux latéraux ou connectés de façon intermittente s'assèchent. Les chenaux de divers types restants et des segments du chenal principal deviennent alors des chenaux alimentés par les eaux souterraines sans connexion amont avec le chenal principale. Chaque type de chenal contribue, seul et de concert, à la biodiversité particulièrement élevée de cette plaine alluviale glaciaire [3; voir également les articles p. 24 et p. 26].

La plaine alluviale: un écosystème en contraction et en expansion alternées

La vallée alluviale du Val Roseg est caractérisée par des périodes bien distinctes de contraction et d'expansion associées à des changements importants de la longueur du réseau hydrographique; il s'agit d'un phénomène fréquent dans les systèmes lotiques auquel seuls les écologues ont accordé l'attention qu'il méritait. Dans la vallée alluviale du Val Roseg, la longueur du réseau hydrographique passe d'environ 5 km en hiver à plus de 20 km en été. On a tenté à l'aide d'indicateurs hydro-chimiques d'établir un lien entre le cycle d'expansion et de contraction et d'éventuels changements au niveau des principaux processus hydrologiques. Au nombre des indicateurs on compte le sodium (contribution des eaux souterraines), les nitrates (eau de fonte de la neige) et le phosphore particulaire (eau de fonte des glaces). La part relative des différentes sources d'eau dans le débit total de la plaine alluviale varie au cours de l'année [4], les eaux souterraines sous-glaciaires et de versant dominant en hiver, les eaux de fonte des neiges au printemps et les eaux de fonte des glaces en été (Fig. 2). D'après un modèle de mélange [5], la contribution des eaux de nappes de versant au débit total varie de moins de 10% en été à plus de 70% en hiver. L'ensemble de la plaine alluviale se mue donc d'un système uniforme dominé par les eaux souterraines en hiver



R. Zah, EAWAG

Fig. 1: Position des différents types de chenaux de la plaine alluviale du Val Roseg (partie supérieure): P = chenal principal, L = chenal latéral, I = chenal connecté de façon intermittente, X = chenal mixte, S = chenal alimenté par les eaux souterraines, A = affluent (voir également Tab. 1).

en un système hétérogène dominé par les eaux de fonte des glaces en été. Le changement saisonnier de la part relative des différentes sources d'eau est le facteur qui contrôle la disponibilité en ressources écologiques majeures telles que les nutriments, la matière organique et la température (voir article p. 19).

Dynamique d'inondation et complexité de la plaine alluviale

Sur la base des relations existant entre débit, longueur du réseau hydrographique et l'hétérogénéité des chenaux – également nommée hétérogénéité fluviale – nous avons développé un modèle permettant de prévoir l'espace occupé par les différents types de chenaux et l'hétérogénéité fluviale pendant une période de 3 ans (Fig. 3). L'hétérogénéité des chenaux a été calculée à l'aide d'un indice de diversité dans lequel 8 classes de turbidité représentent les «espèces» et la part de la longueur totale du réseau hydrographique occupée par chaque classe représente «l'abondance» [4]. Les résultats montrent que la part des différents types de chenaux et l'hétérogénéité fluviale en fonction des saisons sont tout à fait prévisibles. L'hétérogénéité des chenaux est maximale pendant les périodes estivales de hautes eaux, contrebalançant

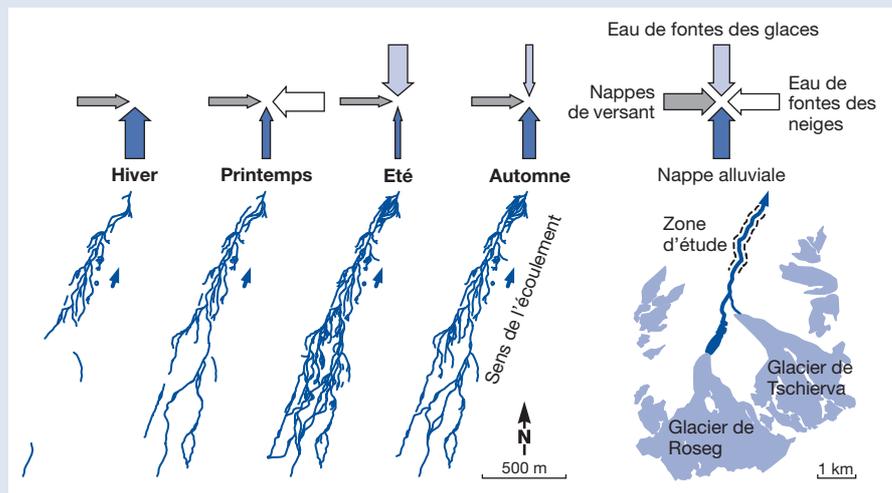


Fig. 2: Cycle d'expansion et de contraction du chevelu hydrographique de la plaine alluviale du Val Roseg (sur quatre saisons) et contribution relative des différentes sources d'eau à son débit total.

les effets délétères des pics journaliers de débit associés à de fortes charges sédimentaires. Contrairement aux plaines alluviales de basse altitude, le changement sai-

sonnier de la part relative des différentes sources d'eau contribue dans la plaine alluviale haute-alpine du Val Roseg à une remarquable hétérogénéité.



Affluent du Roseg.

Type de chenal	Paramètre					
	Source d'eau	Température (°C)	Turbidité	Stabilité du lit	Abondance en nutriments	Biodiversité escomptée
Chenal principal (P)	Glacier de vallée	2-4	Elevée	Faible (transport de charge de fond)	Faible	Moyenne-faible
Chenal latéral (L)	Glacier de vallée	2-4	Elevée	Faible-moyenne	Faible	Faible
Chenal connecté de façon intermittente (I)	Glacier de vallée	2-5	Elevée-moyenne	Moyenne-faible	Faible	Faible
Chenal mixte (X)	Glaciers, eau souterraine	3-5	Moyenne	Moyenne	Moyenne	Moyenne-élevée
Chenal alimenté par les eaux souterraines (S)	Nappes alluviale et de versant	4-8	Faible	Elevée	Elevée	Elevée
Affluent (A)	Glacier suspendu	4-8	Faible-moyenne	Elevée	Moyenne-élevée	Faible-moyenne

Tab. 1: Les différents types de chenaux de la plaine alluviale et leurs caractéristiques lors des hautes eaux estivales ainsi que leur biodiversité escomptée [pour plus de détails sur les types de chenaux, voir 2].



Photos: K. Tockner, EAWAG

Chenal alimenté par les eaux souterraines.



Chenal connecté de façon intermittente.

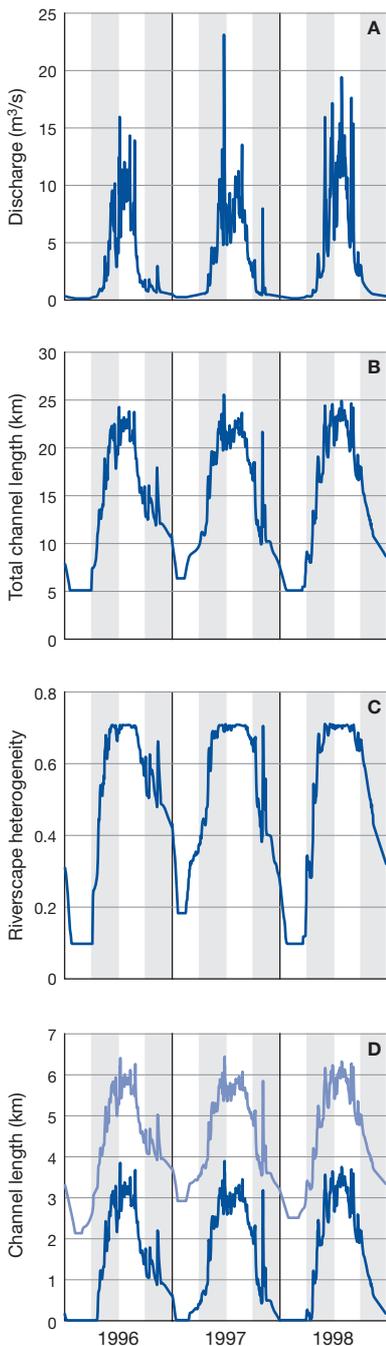


Fig. 3: Dynamique saisonnière du débit journalier (A), de la longueur totale du réseau (B) et de l'hétérogénéité fluviale (C). La longueur (D) des chenaux alimentés par les eaux souterraines (ligne bleu clair) et des chenaux connectés de façon intermittente (ligne bleu foncé) a été calculée à partir des fonctions liant débit et longueur du réseau ainsi que débit et hétérogénéité.

Par rapport aux rivières hautes-alpines à chenal unique, les plaines alluviales sont probablement plus aptes à résister aux changements de régime hydrologique et d'occupation des sols amenés à se produire. Elles fournissent donc une certaine stabilité régionale à des écosystèmes autrement très sensibles et susceptibles de changements rapides. Les plaines alluviales glaciaires méritent une attention particulière dans les programmes de conservation et de gestion de la nature, comme le souligne l'initiative actuelle de l'OFEFP visant à éta-

blir un inventaire des plaines alluviales hautes-alpines d'importance nationale.



Klement Tockner est limnologue et spécialiste des écosystèmes et de la biodiversité des plaines alluviales. Il fait partie de la Division de limnologie de l'EAWAG depuis 1996 et enseigne à l'EPF de Zurich.

Coauteurs:
U. Uehlinger, F. Malard

- [1] Ward J.V., Tockner K. (2000): Biodiversity: towards a unifying theme in river ecology. *Freshwater Biology* 46, 807–819.
- [2] Tockner K., Malard F., Burgherr P., Robinson C.T., Uehlinger U., Zah R., Ward J.V. (1997): Physico-chemical characterization of channel types in a glacial floodplain ecosystem (Val Roseg, Switzerland). *Archiv für Hydrobiologie* 140, 433–463.
- [3] Klein B., Tockner K. (2000): Biodiversity in springbrooks of a glacial flood plain (Val Roseg, Switzerland). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 27, 704–710.
- [4] Malard F., Tockner K., Ward J.V. (2000): A landscape-level analysis of physico-chemical heterogeneity in a glacial flood plain. *Landscape Ecology* 15, 679–695.
- [5] Tockner K., Malard F., Uehlinger U., Ward J.V. (2002): Nutrients and organic matter in a glacial flood plain (Val Roseg, Switzerland). *Limnology & Oceanography* 47, 266–277.



Chenal principal.

Dynamique de la matière organique dans les cours d'eau alpins

Les algues benthiques et la matière organique d'origine terrestre constituent la principale source d'énergie pour les consommateurs et les décomposeurs microbiens des cours d'eau. Ces deux formes de matière organique sont peu abondantes dans le bassin du Val Roseg, mais des études sur la décomposition des feuilles montrent que la capacité des cours d'eau à métaboliser la matière organique est beaucoup plus élevée qu'on ne le pensait.

Les apports de matière organique à partir du milieu terrestre (matière organique allochtone) et la production primaire en milieu fluvial par les algues benthiques (production autochtone) constituent la base énergétique nécessaire aux organismes aquatiques hétérotrophes tels que les invertébrés, les poissons, les bactéries et les champignons. Les cours d'eau des zones boisées, généralement de faible largeur, bénéficient d'apports importants de matière organique sous la forme de feuilles et de bois morts, le facteur limitant la production primaire étant la lumière. Dans les rivières de plus grande dimension, la luminosité accrue par l'ouverture du couvert forestier favorise la croissance algale. En même temps, les apports externes de matière organique diminuent. Dans les cours d'eau alpins, par contre, la végétation riveraine est éparse et la croissance algale est limitée par la faible température et la forte turbidité de l'eau ainsi que par l'instabilité du lit. Pour savoir si le fonctionnement des cours d'eau alpins était basé sur de la matière organique allochtone ou autochtone, nous avons quantifié la biomasse algale et les apports de matière organique d'origine terrestre dans un écosystème fluvial alpin, le Roseg, tout au long d'une année. De plus, nous avons étudié deux processus impliqués dans la transformation de la matière organique (Fig. 2, p. 14).

Une faible production autochtone

La biomasse algale benthique mesurée en été a varié entre 0,7 et 19 g de matière organique sèche par m² de rivière (Fig. 1). Les tronçons dits pro-glaciaires et contraints

présentaient les valeurs les plus faibles qui s'expliquent par une abrasion élevée se produisant pendant les forts débits journaliers. La biomasse était plus élevée dans l'émissaire du lac pro-glaciaire et dans la plaine alluviale plus en aval, dans laquelle l'écoulement est réparti entre plusieurs chenaux. La valeur la plus élevée a été mesurée dans les chenaux de la plaine alluviale qui ne subissaient ni l'influence des eaux de fonte des glaciers ni celle des transports de sédiments (Fig. 1).

Le suivi de la biomasse algale au cours d'une année révèle des maxima au printemps et à l'automne (Fig. 2, voir article p. 22). Dans les cours d'eau non recouverts de neige en hiver, la biomasse algale peut rester élevée à cette saison (voir Fig. 2B, p. 8). Les valeurs les plus élevées observées dans le Roseg sont proches de celles mesurées dans le Necker, une rivière préalpine située au Toggenburg (SG).

De faibles apports de la matière organique allochtone

Les apports de matière organique particulaire (MOP) dans le Roseg ont été mesurés à l'aide de 94 pièges à litière placés le long du corridor fluvial [1, 2]. En fonction de la structure de la végétation riveraine, la litière était composée d'aiguilles de mélèze et de pin, de rameaux, de cônes, d'herbes et de matière organique non identifiable. Les apports annuels étaient en moyenne de 2 g par m² dans le tronçon pro-glaciaire pour atteindre plus de 40 g par m² plus en aval (Fig. 3). Toutes ces valeurs sont extrêmement faibles comparées à celles mesurées dans d'autres cours d'eau situés en dessous de la limite des arbres (Tab. 1).

Les apports de MOP ont été calculés pour l'ensemble de la plaine alluviale à l'aide d'un modèle fondé sur un SIG. Les données issues des pièges ont été intégrées à l'ensemble de la plaine alluviale grâce à des photographies aériennes à haute résolution et un modèle altimétrique digital. La plupart

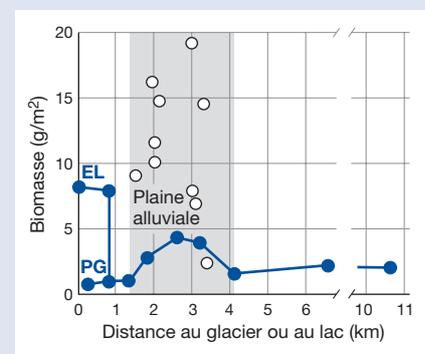


Fig. 1: Biomasse algale moyenne entre juin et septembre 1997 le long du corridor du Roseg. Cercles pleins = sites du chenal principal, cercles vides = chenaux de la plaine alluviale hormis le chenal principal. EL = émissaire du lac, PG = tronçon pro-glaciaire.

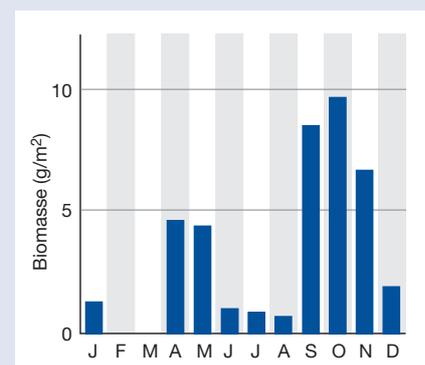


Fig. 2: Variations saisonnières de la biomasse de périphyton dans le tronçon pro-glaciaire.

des chenaux de la plaine alluviale bénéficient d'apports faibles en MOP, la végétation étant soit dans l'une des premières phases de la succession soit manquante. Bien que les forêts bordant la vallée produisent jusqu'à 300 g de matière organique par m² et par an, la distance moyenne du transport aérien n'est que de 10 à 15 m, ce qui fait que la plaine alluviale bénéficie d'apports de MOP plutôt limités de la part des versants (Fig. 4).

Les cours d'eau alpins sont prédisposés à métaboliser la matière organique

Malgré l'absence d'apports significatifs de débris organiques dans la plupart des types de chenaux de la plaine alluviale du Val

Cours d'eau	Apports totaux (g·m ⁻² ·an ⁻¹)
Roseg	2-40
Cours d'eau antarctiques	0
Cours d'eau de déserts	3-242
Cours d'eau de forêts mixtes	37-761
Cours d'eau de forêts résineuses	736-1678

Tab. 1: Apports totaux de matière organique particulaire (matière sèche sans cendre) dans différents tronçons du Roseg et dans des systèmes non alpins [1, 5].

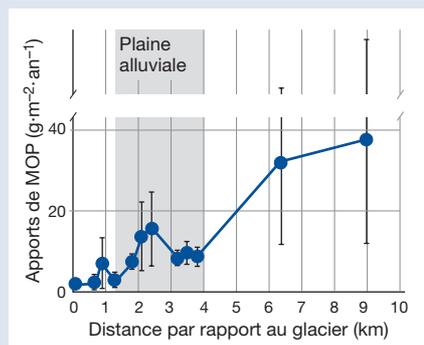


Fig. 3: Apports annuels de matière organique particulaire terrestre (moyenne ± écart-type) dans le chenal principal entre le glacier de Tschierva et la limite aval du bassin étudié.



Etat des feuilles d'aulne 19 jours après exposition dans le chenal principal...

Roseg, des feuilles d'aulne introduites expérimentalement dans le système ont été décomposées à des taux à peine plus faibles que ceux mesurés dans des cours d'eau de plus basse altitude (Fig. 5). La durée de demi-vie des litières en décomposition varie de 23 à 239 jours et présente des différences entre sites placés le long d'un gradient de rudesse du milieu physique. Les feuilles ont été colonisées sur

tous les sites par des micro-organismes décomposeurs (hyphomycètes aquatiques) et des invertébrés déchetteurs connus dans les cours d'eau des zones boisées [3, 4]. La décomposition particulièrement rapide des feuilles introduites dans l'émissaire du lac pro-glaciaire s'explique par la présence d'*Acrophylax zerberus*, un trichoptère déchetteur très efficace. L'ensemble de ces résultats suggère que les

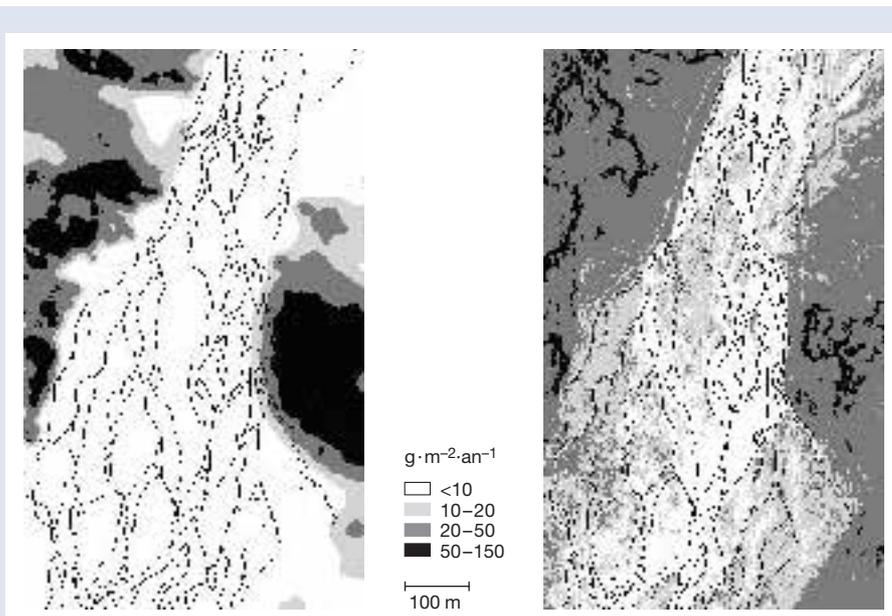
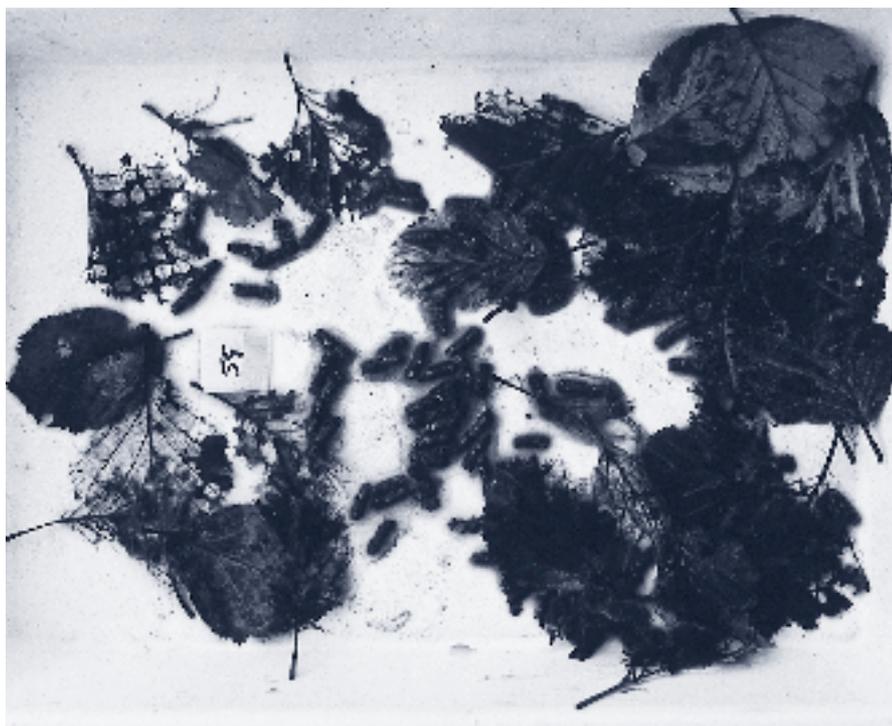


Fig. 4: Distribution spatiale des apports aériens (à gauche) et latéraux (à droite) de matière organique particulaire dans la plaine alluviale du Val Roseg. Les apports latéraux comprennent les matières transportées à travers les surfaces terrestres par le vent et le ruissellement superficiel.



... et dans l'émissaire de lac. La décomposition des litières était plus rapide dans l'émissaire de lac que dans le chenal principal.

cours d'eau alpins sont prédisposés à décomposer les débris végétaux [3]. Une remontée de la végétation arborée vers l'amont suite au réchauffement climatique se répercuterait donc immédiatement sur le métabolisme des cours d'eau qui se retrou-

veraient ainsi dans la situation des cours d'eau des zones boisées de plus basse altitude.

La respiration (consommation d'oxygène) des sédiments les plus superficiels (0–10 cm) mesurée sur 24 sites de la plaine alluviale reflète la transformation de la matière organique par les communautés microbiennes aquatiques. Les taux de respiration étaient plus étroitement corrélés à la stabilité du lit qu'à la distance par rapport à toute végétation terrestre dense et leur valeur était de plus d'un ordre de grandeur plus faible que dans les cours d'eau non alpins. Les taux journaliers étaient en moyenne de 0,34 g O₂ par m² dans les chenaux stables du bord de la plaine alluviale mais de seulement 0,12 à 0,15 g O₂ par m² dans le chenal principal et dans les chenaux connectés en surface.

gènent le développement algal alors que les conditions environnementales du printemps et de l'automne sont favorables à la production primaire. Les cours d'eau glaciers semblent être limités par la disponibilité en énergie pendant les hautes eaux estivales. Cependant, la plaine alluviale glacière étant complexe, celle-ci abrite des habitats aquatiques qui présentent une forte biomasse algale tout au long de l'année.

Urs Uehlinger (voir portrait p. 15)

Coauteurs:

R. Zah, M. Gessner, C.T. Robinson

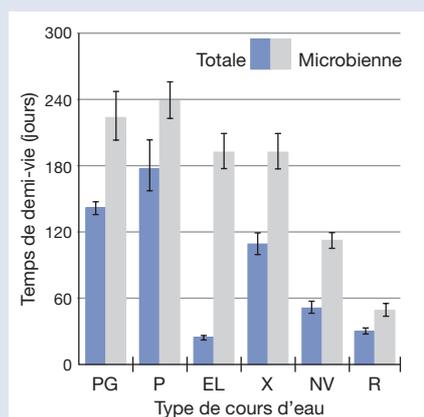


Fig. 5: Variation du temps de demi-vie (moyenne \pm écart-type) de feuilles d'aulne en décomposition le long d'un gradient de rudesse du milieu physique des cours d'eau de la plaine alluviale du Val Roseg. Le temps de demi-vie est le temps nécessaire pour décomposer 50% de la matière organique. «Totale» correspond à la décomposition par les micro-organismes et les invertébrés ainsi qu'une éventuelle fragmentation mécanique, estimées à l'aide de sachets à grosse maille (10 mm). «Microbienne» correspond à la décomposition estimée à l'aide de sachets à fine maille (0,5 mm) excluant les invertébrés déchiçeteurs. PG = tronçon pro-glaciaire, P = chenal principal, EL = émissaire du lac, X = chenal latéral transportant des eaux d'origines diverses, NV = ruisseau provenant de la résurgence d'une nappe de versant, R = cours d'eau de référence d'une zone boisée située à 700 m d'altitude [3, 4].

Les cours d'eau glaciers: des écosystèmes limités par la disponibilité en énergie

Notre étude révèle que le métabolisme des cours d'eau alpins – et en particulier de ceux alimentés par les glaciers – diffère totalement de celle des rivières des zones boisées de plus basse altitude. Les apports terrestres de MOP sont extrêmement faibles dans les cours d'eau d'amont et demeurent modérés dans les zones de forêt subalpine à cause de la largeur relativement importante du lit. Les débits et la turbidité élevés de l'été et la couverture neigeuse de l'hiver

[1] Zah R., Uehlinger U. (2001): Particulate organic matter inputs to a glacial stream ecosystem in the Swiss Alps. *Freshwater Biology* 46, 1597–1608.
 [2] Tockner K., Malard F., Uehlinger U., Ward J.V. (2002): Nutrients and organic matter in a glacial river-floodplain system (Val Roseg, Switzerland). *Limnology and Oceanography* 47, 266–277.
 [3] Gessner M.O., Robinson C.T., Ward J.V. (1999): Leaf breakdown in streams of an alpine glacial flood plain: dynamics of fungi and nutrients. *Journal of the North American Benthological Society* 17, 403–419.
 [4] Robinson C.T., Gessner M.O. (2000): Nutrient addition accelerates leaf breakdown in an alpine springbrook. *Oecologia* 122, 258–263.
 [5] Benfield E.F. (1997): Comparison of litterfall inputs to streams. *Journal of the North American Benthological Society* 16, 104–108.

Fenêtres écologiques dans les écosystèmes fluviaux glaciaires

Les cours d'eau alpins et en particulier ceux qui sont glaciaires sont soumis à des conditions environnementales particulièrement rudes pendant la majeure partie de l'année. Mais pendant deux courtes périodes situées au début et à la fin de la pulsation annuelle du débit, la disponibilité en nutriments, la luminosité, le débit et la température sont favorables aux processus écologiques et au bon développement des biotes.

Les Alpes, une chaîne de montagnes aux contours déchiquetés et aux pentes abruptes, sont caractérisées par des conditions environnementales particulièrement rudes. Avec l'altitude, une part croissante des précipitations annuelles tombe sous forme de neige. Au-dessus de 3500 m d'altitude, cette part atteint virtuellement 100% [1]. La neige et la glace des glaciers permettent un stockage passager de l'eau qui est partiellement libérée en été formant une pulsation du débit qui caractérise plus particulièrement les cours d'eau alimentés par les glaciers (voir article p. 7). Cette pulsation du débit contrôlée par le rayonnement solaire et la température est un facteur important qui vient s'ajouter aux contraintes climatiques telles que le manteau neigeux ou le gel hivernal pour déterminer la nature des conditions habitationnelles que rencontrent les algues et les invertébrés. Jusqu'à récemment, l'étude des rapports entre communautés benthiques et conditions habitationnelles s'est cependant limitée à la

saison de fonte des glaces et des neiges [2]. Cet article livre une description générale des caractéristiques physico-chimiques des habitats fluviaux glaciaires fondée sur des études menées tout au long de l'année dans le Val Roseg et ailleurs [3] et traite de leurs implications pour les organismes benthiques.

L'été et l'hiver: des saisons aux conditions défavorables

La pulsation du débit glaciaire provoquée par la fonte estivale des neiges et des glaces crée dans les cours d'eau glaciaires des conditions habitationnelles défavorables aux organismes (Fig. 1). Elles sont le résultat:

- d'une force de cisaillement élevée;
- du transport important de charge de fond et donc de la grande instabilité du lit, surtout quand les versants sont abrupts et l'apport de sédiment est élevé comme c'est le cas dans les zones récemment déglacées qui précèdent les glaciers;

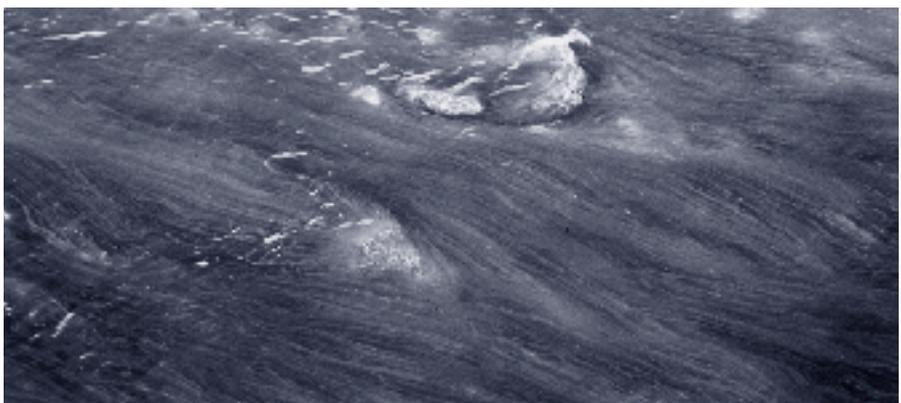
- de la forte turbidité de l'eau due aux farines glaciaires qui se traduit par une atténuation de la lumière incidente et par une abrasion accrue du substrat;
- de faibles concentrations en phosphore dissous et en carbone organique dissous [4];
- de températures de l'eau $< 2^{\circ}\text{C}$ près de l'exutoire du glacier.

La grande hétérogénéité habitationnelle qui caractérise entre autres la plaine alluviale du Val Roseg (voir article p. 16), atténue les effets délétères de la pulsation du débit glaciaire, tout au moins dans les chenaux sans contact superficiel avec le chenal principal. De la fin de l'automne aux prémices du printemps, les habitats sont tout aussi inhospitaliers mais présentent des conditions bien différentes de celles d'été. Le domaine des températures proches de zéro s'étend loin vers l'aval, le débit est faible, et certains cours d'eau peuvent même s'assécher ou geler. Le lit des cours d'eau couverts de neige se trouve totalement privé de lumière. Mais dans certains chenaux, la résurgence d'eau souterraine chaude peut localement empêcher la formation de glace et celle d'un manteau neigeux malgré des températures de l'air très basses, phénomène que l'on observe dans la plaine alluviale du Val Roseg et dans d'autres cours d'eau glaciaires des Alpes suisses [3, 5].

Dans les cours d'eau alpins, les périodes aux conditions habitationnelles défavorables sont plus facilement prévisibles que dans les cours d'eau de plus basse altitude. Les cours d'eau des Préalpes du Nord, par exemple, subissent fréquemment l'influence néfaste de crues se produisant pratiquement au hasard, ce qui reflète la forte influence océanique de cette région [6].

Des fenêtres aux conditions favorables

Le diagramme conceptuel de la Figure 1 rend compte des relations existant entre le climat régional, les conditions environnementales dans les cours d'eau alpins et la réponse des biotes qui les peuplent. L'effet



EAWAG

Dense tapis algal formé par la chrysophycée *Hydrurus foetidus* dans le chenal principal du Roseg en janvier 1998.

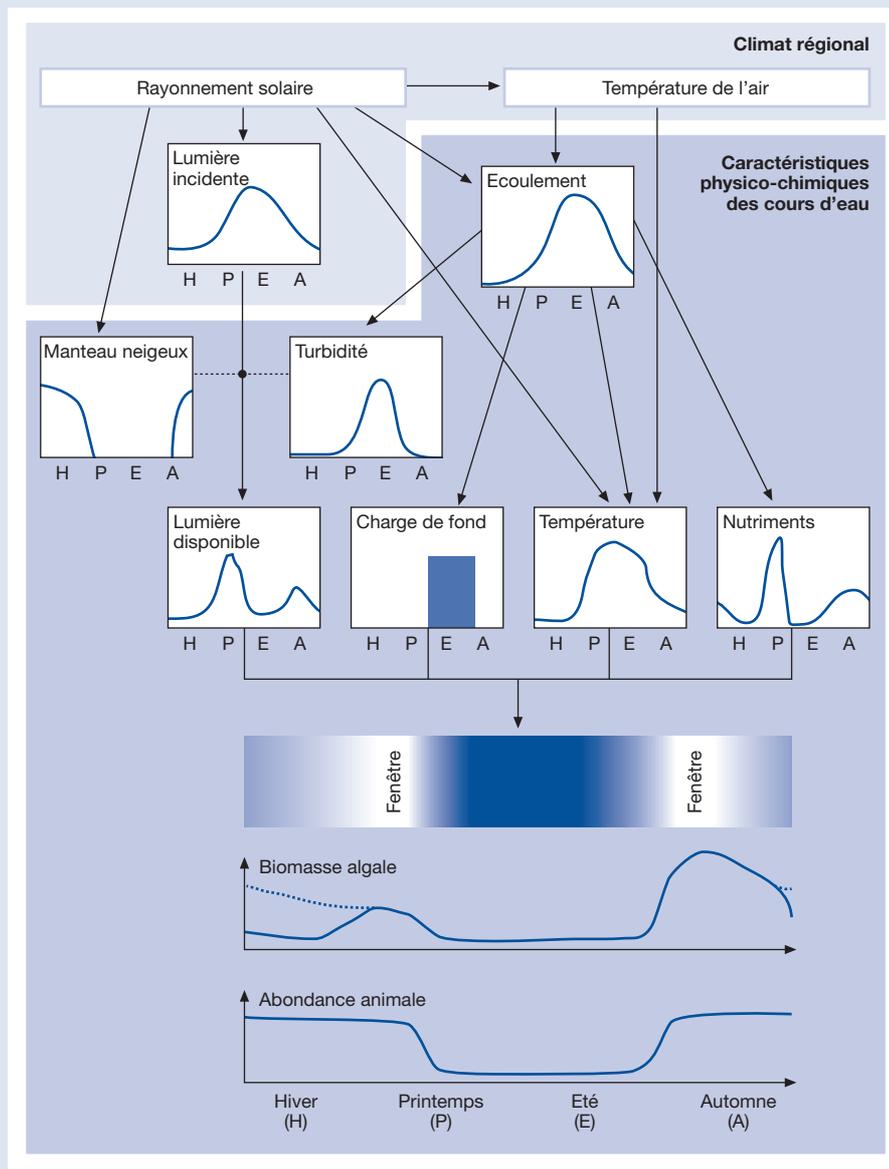


Fig. 1: Fenêtres favorables dans l'évolution des conditions habitationnelles physico-chimiques des cours d'eau glaciaires (diagramme conceptuel).

Le climat régional caractérisé par le rayonnement solaire et la température de l'air conditionne le débit et la lumière incidente et influe sur la température de l'eau. Une augmentation de la température de l'air et du rayonnement solaire provoque une libération d'eau de fonte froide qui atténue le réchauffement printanier de l'eau des cours d'eau (voir également p. 14). Dès que s'amorce la fonte de la glace, la turbidité augmente fortement et un transport de charge de fond se produit pendant les périodes de hautes eaux. Au printemps, la fonte de la neige livre de grandes quantités de composés azotés dissous provenant de dépôts aériens mais pendant l'été les flux importants d'eau de fonte induisent une dilution des nutriments. La lumière constitue la source primaire d'énergie des algues benthiques. La quantité de lumière disponible dans les cours d'eau dépend de la lumière incidente, qui varie en fonction des saisons et de l'atténuation de la lumière, produite par les farines glaciaires en été, et par le manteau neigeux en hiver (ligne pointillée = biomasse algale dans les cours d'eau dégagés en hiver). L'importance des débits, du transport de charge de fond et de matières en suspension en été limite considérablement le développement des organismes benthiques qui profitent plutôt du printemps et de l'automne.

abrasif du transport estival des sédiments limite l'abondance des invertébrés [2, 3] et, de concert avec la faible disponibilité en lumière et en nutriments, il s'oppose au développement des algues benthiques. Pendant l'augmentation printanière de l'écoulement, des débits modérés coïncident avec des températures et une disponibilité en nutriments assez élevées de même qu'avec une turbidité assez faible. A l'automne, les débits redeviennent modérés et la température de l'eau est un peu plus faible qu'au printemps. Les algues sont

capables de réagir rapidement à ces conditions plutôt favorables, ce qui est particulièrement net à l'automne mais également visible au printemps. La biomasse algale des chenaux recouverts de neige est faible, mais les algues peuvent proliférer même en hiver dans ceux qui restent dégagés (voir photo). La période qui s'étend de l'automne au printemps est caractérisée par une densité d'invertébrés et une richesse spécifique maximales [3, voir également article p. 26]. Les conditions environnementales de l'hiver sont moins contraignantes pour les inverté-

brés benthiques que pour les algues; certaines espèces effectuent même la totalité de leur cycle vital dans des chenaux recouverts de neige et de glace.

Les cours d'eau alpins concernés par le réchauffement climatique

Soulignons en conclusion qu'il est nécessaire d'effectuer des prélèvements tout au long de l'année pour obtenir une perception holistique de la structure et du fonctionnement des écosystèmes fluviaux alpins. Le projet du Val Roseg et d'autres études l'ont bien montré [3, 7]. Dans les cours d'eau glaciaires, les périodes aux conditions environnementales particulièrement rudes sont séparées par des intervalles de temps assez courts mais de conditions modérées. Cette évolution saisonnière est hautement prévisible et se traduit par des changements d'abondance et de richesse spécifique des organismes benthiques. Les modèles sur les changements climatiques globaux prédisent une régression des systèmes régis par la fonte des glaces et des neiges à la faveur des régimes d'écoulement nivaux et pluviaux. Dans de tels cours d'eau, la pulsation annuelle du débit prendrait déjà fin au début de l'été et les crues dues aux pluies deviendraient plus fréquentes. Le régime d'écoulement moins prévisible et l'extension de la fenêtre favorable automnale vers la fin de l'été auront une répercussion certaine sur la structure et la dynamique des communautés benthiques.

Urs Uehlinger (voir portrait p. 15)

Coauteurs:
K. Tockner, F. Malard

- [1] Röthlisberger H., Lang H. (1987): Glacial Hydrology. In: Gurnell A.M., Clark M.J. (eds.) Glacio-fluvial sediment transfer. Wiley & Sons, Chichester p. 207-284.
- [2] Milner A.M., Petts G.E. (1994): Glacial rivers: physical habitat and ecology. *Freshwater Biology* 32, 295-307.
- [3] Robinson C.T., Uehlinger U., Hieber M. (2001): Spatio-temporal variation in macroinvertebrate assemblages of glacial streams in the Swiss Alps. *Freshwater Biology* 46, 1663-1672.
- [4] Tockner K., Malard F., Uehlinger U., Ward J.V. (2002): Nutrients and organic matter in a glacial river floodplain system (Val Roseg, Switzerland). *Limnology and Oceanography* 47, 266-277.
- [5] Tockner K., Malard F., Burgherr P., Robinson C.T., Uehlinger U., Zah R., Ward J.V. (1997): Physico-chemical characterization of channel types in a glacial floodplain ecosystem (Val Roseg, Switzerland). *Archiv für Hydrobiologie* 140, 433-463.
- [6] Uehlinger U. (2000): Resistance and resilience of ecosystem metabolism in a flood-prone river system. *Freshwater Biology* 45, 319-332.
- [7] Schütz C., Wallinger M., Burger R., Füreder L. (2001): Effects of snow cover on the benthic fauna in a glacier-fed stream. *Freshwater Biology* 46, 1961-1704.

La biodiversité d'un corridor glaciaire hyporhéique

Bien que l'on reconnaisse aujourd'hui l'importance de la zone hyporhéique dans les écosystèmes d'eaux courantes, la plupart des études menées sur la diversité et la distribution des invertébrés des cours d'eau alpins se sont concentrées sur l'écologie du benthos superficiel. Etant donné la rudesse des conditions environnementales qui règnent dans la couche benthique, la zone hyporhéique devrait cependant fortement contribuer à la diversité des assemblages d'invertébrés des cours d'eau glaciaires. Des études récentes menées dans la zone hyporhéique du Roseg ont révélé la présence d'un certain nombre de taxons aquatiques permanents. Nos résultats suggèrent que la zone hyporhéique constitue pour ces taxons la voie principale de migration vers l'amont et qu'elle sert de réserve à partir de laquelle les habitats benthiques peuvent être colonisés.

La zone hyporhéique est l'espace interstitiel qui s'étend sous le lit de la rivière et dans ses berges. Elle contient un mélange d'eau superficielle et d'eau souterraine [1]. Etant donné que de grandes quantités de sédiments sont transportées par les eaux glaciaires et déposées le long des vallées alpines, la zone hyporhéique forme un corridor pouvant atteindre plusieurs mètres de profondeur sous la rivière et s'étendre sur plusieurs centaines de mètres de part et d'autre de celle-ci. L'eau superficielle glaciaire s'infiltre dans les sédiments, parcourt une certaine distance en-dessous et le long de la rivière (de quelques cm à quelques km), se mélange éventuellement avec de l'eau souterraine puis regagne le courant principal [2]. Les échanges hydrologiques entre le milieu de surface et le milieu souterrain des cours d'eau ont une influence sur la diversité, la production et la distribution des communautés d'invertébrés. Cependant, la plupart des études récentes sur la diversité des invertébrés des cours d'eau glaciaires se sont concentrées sur l'écologie du benthos superficiel [3]. Dans le Val Roseg, nous avons étudié la distribution longitudinale des assemblages d'invertébrés hyporhéiques. Notre étude avait trois objectifs:

- déterminer la contribution de la zone hyporhéique à la diversité des assemblages d'invertébrés dans un cours d'eau glaciaire,

- identifier les facteurs clés modulant la distribution des taxa,
- mettre en évidence les principales différences entre invertébrés hyporhéiques et superficiels au niveau de la colonisation vers l'amont (voir également p. 22).

Stratégie de prélèvements

Des prélèvements faunistiques ont été effectués en septembre 1996 et en juin, août, septembre et novembre 1997. Trois répliquats ont été prélevés sur 11 sites répartis sur une distance de 11 km par rapport à l'exutoire du glacier, dans la zone pro-glaciaire, le secteur incisé de la rivière, la plaine alluviale, et le secteur encaissé (voir Fig. 2, p. 14). Les invertébrés ont été récoltés à l'aide d'un tube mobile enfoncé jusqu'à une profondeur de 30 cm sous le lit de la rivière. Dix litres d'eau interstitielle ont été immédiatement extraits à l'aide d'une pompe à piston manuelle et filtrés à travers un filet à mailles de 100 µm de côté. Les échantillons faunistiques ont été étudiés (identification et comptage) dans leur totalité à la loupe binoculaire.

La plaine alluviale comme source de richesse spécifique

Un total de 46 taxons a été recensé dans la zone hyporhéique du chenal principal du Val Roseg. La richesse spécifique totale a cependant été fortement sous-estimée car

les larves d'insectes n'ont pu être déterminées qu'au niveau de la famille. Le nombre de taxons augmente significativement quand le chenal principal atteint la partie inférieure de la plaine alluviale (Fig. 1A) dans laquelle l'influence des eaux souterraines devient plus importante (Fig. 1B). Cette observation suggère que les habitats de la plaine alluviale qui résultent de l'émergence de l'eau souterraine sont une source importante d'espèces. Des prélèvements effectués à différents endroits de la plaine alluviale ont montré que la diversité des

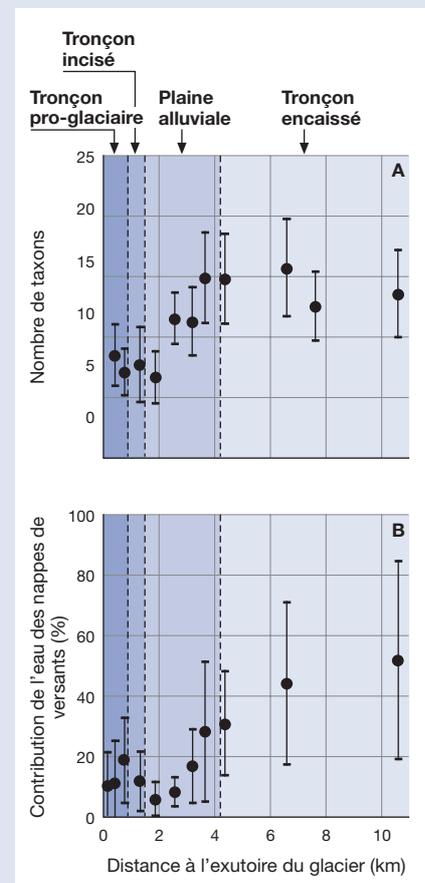


Fig. 1: Modifications longitudinales de la richesse taxonomique de l'hyporhéos (A, n = 15 échantillons) et contribution moyenne de l'eau de nappes de versants à l'écoulement superficiel (B, n = 12 données). Voir la localisation des tronçons pro-glaciaire et incisé, de la plaine alluviale et du tronçon encaissé dans la Fig. 2, p. 14.

assemblages d'invertébrés hyporhéiques et benthiques était nettement plus élevée dans les chenaux alimentés par l'eau souterraine [4; F. Malard, résultats non publiés]. De plus, au moins 12 espèces de microcrustacés prélevés dans la couche hyporhéique du chenal principal n'apparaissent pas dans la couche benthique, et plusieurs espèces d'oligochètes colonisaient davantage de sites en amont au sein de la zone hyporhéique que dans l'eau superficielle [5]. Ces résultats suggèrent que le corridor hyporhéique joue à la fois un rôle de voie de migration vers l'amont et de refuge pour plusieurs taxons aquatiques permanents lors de la colonisation de la région frontale glaciaire.

Les espèces sont distribuées le long d'un gradient décroissant d'influence glaciaire

Les variations longitudinales des facteurs clés environnementaux (comme la température, la stabilité du lit, la richesse en matière organique des sédiments) en fonction de la distance à l'exutoire du glacier sont des

forces motrices pour les organismes qui peuplent les cours d'eau glaciaires [3]. Dans le Roseg, la niche de 18 taxons hyporhéiques (sur 42) présente une distribution non uniforme le long d'un gradient décroissant d'influence glaciaire à partir de l'exutoire du glacier (Fig. 2). Seuls deux taxons, le turbellarié *Crenobia alpina* et le copépode harpacticoïde *Maraenobiotus insignipes* colonisent préférentiellement la zone pro-glaciaire située en amont. La plupart des taxons présents dans la région pro-glaciaire étaient distribués tout le long du gradient longitudinal (donnée non présentée). Par contre, plusieurs taxons étaient limités à la partie inférieure de la rivière ou l'occupaient préférentiellement.

Dans le Val Roseg, la température exerce une influence importante sur la diversité et l'abondance des assemblages hyporhéiques. La température de l'eau interstitielle dépend fortement de la direction et de l'intensité des échanges rivière-nappe [6]. Les apports d'eau souterraine induisent notamment une augmentation significative de la température moyenne estivale de la

zone hyporhéique du principal chenal glaciaire. La plus grande stabilité physique et les températures plus élevées de la zone hyporhéique par rapport à la couche benthique permettent à certains taxons de se maintenir dans des cours d'eau glaciaires dont ils seraient autrement éliminés.

Perspectives

La présente étude suggère que le processus de colonisation dépend partiellement de la quantité et de la porosité des alluvions déposées lors du retrait des glaciers. Des études faunistiques similaires sont actuellement en cours pour tenter de vérifier cette hypothèse. Le mouvement des glaciers et les changements qu'il implique sur l'étendue en aval de la zone d'influence de l'eau glaciaire auront un effet sur la distribution des espèces. Les taxons actuellement cantonnés dans la partie inférieure du Roseg sont susceptibles de coloniser des zones situées plus en amont si le retrait des glaciers de Roseg et de Tschierva se poursuit. Ce type de données peut servir de base au développement d'un modèle prédictif des modifications de la biodiversité induites par le retrait des glaciers. Un suivi des changements à long terme de la distribution longitudinale des assemblages hyporhéiques et benthiques du Val Roseg permettrait de tester nos prévisions.



Florian Malard, écologiste des eaux souterraines, a effectué un stage post-doctoral à la division de Limnologie de l'EAWAG de 1996 à 1999. Depuis 1999, il occupe un poste de chercheur au «Laboratoire d'écologie des eaux douces et des grands fleuves» du CNRS de Lyon, France. L'auteur tient à remercier C. Boesch pour les prélèvements faunistiques, M. Lafont pour la détermination des oligochètes et D. Galassi pour celle des copépodes.

[1] White D.S. (1993): Perspectives on defining and delineating hyporheic zones. *Journal of the North American Benthological Society* 12, 61–69.
 [2] Malard F., Tockner K., Dole-Olivier M.-J., Ward J.V. (2002): A landscape perspective of surface-subsurface hydrological exchanges in river corridors. *Freshwater Biology* 47, 621–640.
 [3] Milner A.M., Brittain J.E., Castella E., Petts G.E. (2001): Trends of macroinvertebrate community structure in glacial-fed rivers in relation to environmental conditions: a synthesis. *Freshwater Biology* 46, 1833–1847.
 [4] Malard F., Lafont M., Burgherr P., Ward J.V. (2001): A comparison of longitudinal patterns in hyporheic and benthic oligochaete assemblages in a glacial river. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 33, 457–466.
 [5] Burgherr P. (2000): Spatio-temporal community patterns of lotic zoobenthos across habitat gradients in an alpine glacial stream ecosystem. PhD. Thesis no. 13 829, ETH Zurich.
 [6] Malard F., Mangin A., Uehlinger U., Ward J.V. (2001): Thermal heterogeneity in the hyporheic zone of a glacial flood plain. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 1319–1335.

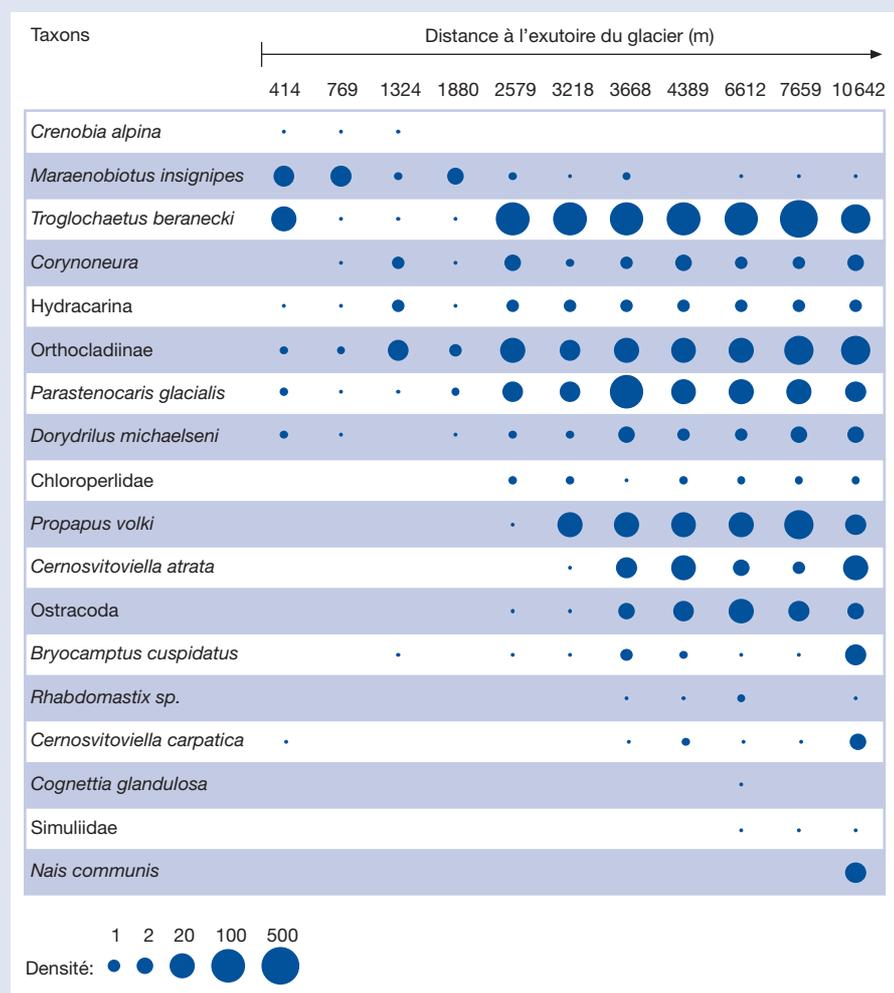


Fig. 2: Distribution longitudinale de 18 taxons dans la zone hyporhéique du Roseg. Le diamètre des cercles est proportionnel au logarithme décimal du nombre moyen d'individus (n > 10 échantillons) dans 10 l d'eau interstitielle.

La biodiversité du zoobenthos des cours d'eau alpins: Le Val Roseg

Les cours d'eau glaciaires alpins sont des éléments communs mais très sensibles des paysages de haute montagne. Nous nous extasions devant leur nature sauvage et préservée mais faisons peu de cas des organismes variés et particuliers qui peuplent ces milieux difficiles. La biodiversité des cours d'eau alpins est cependant menacée car ces organismes sont très sensibles aux changements climatiques globaux et à la pression sans cesse croissante exercée par les activités humaines.

L'intégrité et la biodiversité des écosystèmes fluviaux alpins sont confrontées à de nombreux dangers comme les changements climatiques globaux et la dégradation et la perte des habitats dues à des modifications de l'occupation des sols et à la production d'énergie hydroélectrique [1]. L'évaluation et la compensation de ces effets requièrent une bonne compréhension des relations complexes existant entre conditions environnementales et distribution du zoobenthos. Malgré le grand intérêt manifesté à la faune des cours d'eau de haute montagne au début du XX^e siècle [p. ex. 2], les études menées tout au long de l'année sont rares [3]. Pour combler cette lacune, nous avons étudié la distribution spatio-temporelle de la distribution des macro-invertébrés dans différents cours d'eau glaciaires du Val Roseg (voir article p. 13).

Recensement des espèces du Roseg

Près de 150 espèces de macro-invertébrés benthiques ont été identifiées dans la plaine alluviale glaciaire du Val Roseg (Fig. 1). Les espèces n'appartenant pas à la classe des insectes en constituaient 35%. Les oligochètes, les hydrachnelles et les ostracodes dominaient cette catégorie. Celle des insectes était dominée par les chironomidés, représentés par 35 espèces, la richesse spécifique des autres groupes étant nettement plus faible. Le nombre d'espèces de simuliidés, qui s'élevait à 8, était cependant plus élevé que ce que l'on s'attendait à rencontrer dans un cours d'eau de régime glaciaire réputé inhospitalier pour les membres de cette famille.

Phénomènes spatiaux

Pendant la période de fonte estivale, on observe une succession longitudinale de taxons de macro-invertébrés caractéristiques des cours d'eau de régime glaciaire. Les chironomidés du genre sténotherme cryophile *Diamesa* dominent la faune de la région pro-glaciaire où ils constituent 95% de la communauté. Ils restent abondants tout le long du cours du Roseg. La

richesse spécifique et la densité faunistique augmentent progressivement quand on s'éloigne de l'exutoire du glacier. On rencontre alors fréquemment d'autres chironomidés (*Orthoclaadiinae* et *Tanytarsini*), des éphémères (*Baetis alpinus* et *Rhithrogena* sp.), des plécoptères (*Leuctra* sp. et *Protonemura* sp.), des simuliidés et des oligochètes. Cette distribution longitudinale est très probablement attribuable à une réduction de la rudesse des conditions environnementales avec l'éloignement croissant du glacier et se trouve donc en accord avec le modèle conceptuel de Milner et al. (voir encadré). Contrairement à la succession longitudinale des taxons, leur distribution spatiale dans les chenaux des plaines alluviales glaciaires a été peu étudiée. La plaine alluviale du Val Roseg se distingue par une hétérogénéité remarquable des habitats

Modèle conceptuel décrivant la distribution du zoobenthos dans les cours d'eau glaciaires

Sur la base de recherches récentes et d'une étude bibliographique, Milner et al. [8] ont élaboré un modèle conceptuel décrivant la zonation des macro-invertébrés en fonction de l'éloignement du glacier et donc suivant un gradient décroissant de rudesse des conditions environnementales. Ce modèle considère que la distribution du zoobenthos dépend de deux variables principales, la température de l'eau et la stabilité du lit. Ainsi, plus la température de l'eau et la stabilité du lit sont élevées, plus le nombre de taxons zoobenthiques augmente et plus la biomasse de zoobenthos est importante.

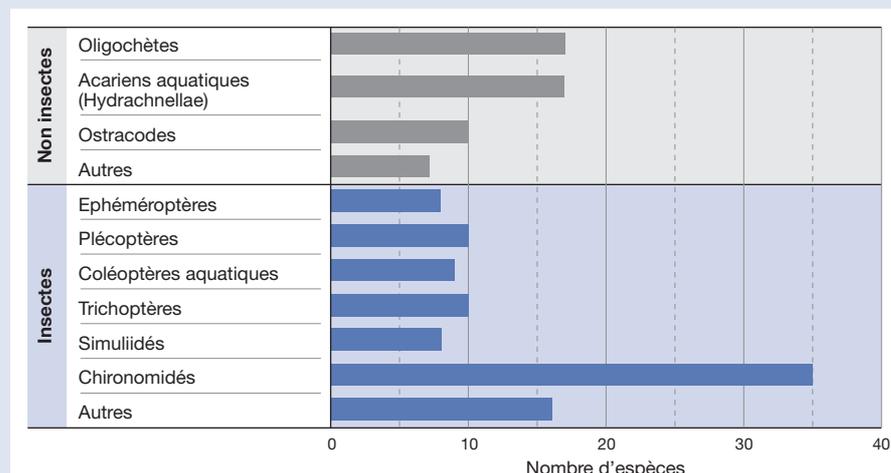


Fig. 1: Richesse spécifique et proportion des divers groupes taxonomiques dans la plaine alluviale du Val Roseg.



Acrophylax zerberus est un trichoptère fréquent dans divers types d'habitats de la vallée alluviale du Val Roseg.

des cours d'eau alpestres sont affectés par les activités humaines [7]. Ces activités favorisent souvent une fragmentation des habitats naturels et riches en espèces (voir article p. 28). Il est donc nécessaire de mener davantage d'études holistiques telle que celle du Val Roseg pour mieux comprendre les relations subtiles qui existent entre les modifications des habitats et la biodiversité à différentes échelles.



Peter Burgherr a terminé en 2000 une thèse à la division de Limnologie de l'EAWAG sur la distribution du zoobenthos dans un écosystème fluvial glaciaire. Il occupe depuis 2001 un poste de chercheur à l'Institut Paul Scherrer.

Coauteurs:
M. Hieber, B. Klein, M.T. Monaghan, C.T. Robinson, K. Tockner

- [1] Mc Gregor G., Petts G.E., Gurnell A.M., Milner A.M. (1995): Sensitivity of alpine stream ecosystems to climate change and human impacts. *Aquatic Conservation* 5, 233–247.
- [2] Steinmann P. (1907): Die Tierwelt der Gletscherbäche. Eine faunistisch-biologische Studie. *Annales de Biologie Lacustre* 2, 30–150.
- [3] Lavandier P., Décamps H. (1984): Estaragne. In: B.A. Whitton (ed.) *Ecology of European Rivers*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK, p. 237–264.
- [4] Tockner K., Malard F., Burgherr P., Robinson C.T., Uehlinger U., Zah R., Ward J.V. (1997): Physico-chemical characterization of channel types in a glacial floodplain ecosystem (Val Roseg, Switzerland). *Archiv für Hydrobiologie* 140, 433–463.
- [5] Burgherr P., Ward J.V. (2001): Longitudinal and seasonal distribution patterns of the benthic fauna of an alpine glacial stream (Val Roseg, Swiss Alps). *Freshwater Biology* 46, 1705–1721.
- [6] Watson R.T., Zinyowera M.C., Moss R.H., Dokken D.J. (eds.) (1997): The regional impacts of climate change: an assessment of vulnerability. IPCC special report. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 517 p.
- [7] 2. Alpenreport (2001): CIPRA, Internationale Alpenschutzkommission (ed.) Verlag Paul Haupt, Bern, 423 p.
- [8] Milner A.M., Brittain J.E., Castella E., Petts G.E. (2001): Trends of macroinvertebrate community structure in glacier-fed rivers in relation to environmental conditions: a synthesis. *Freshwater Biology* 46, 1833–1847.

aquatiques due à l'origine variée des eaux qui l'alimentent et au déplacement fréquent de ses chenaux (voir article p. 16). Suivant un gradient de stabilité croissante du lit, nous avons étudié les biocénoses benthiques de trois types de chenaux: le chenal principal, les chenaux connectés de façon intermittente et les chenaux uniquement alimentés par les eaux souterraines (voir Tab.1, p. 17). Bien que les cours d'eau alpins correspondent à des milieux situés dans la partie descendante de la courbe de rudesse-diversité [4] (Fig. 2), cette mosaïque hétérogène de types de chenaux induit une augmentation générale de la biodiversité en offrant de multiples refuges aux macro-invertébrés benthiques. Ainsi, les habitats très stables comme les chenaux uniquement alimentés par les eaux souterraines présentent une forte densité et une grande diversité de macro-invertébrés (Fig. 3) associées à une faible variabilité temporelle.

Phénomènes temporels

Le modèle conceptuel de Milner et al. (voir encadré) décrit les variations de distribution des macro-invertébrés au cours de la période estivale de fonte des glaces mais ne tient pas compte des changements saisonniers de l'influence glaciaire. Nous avons constaté que les caractéristiques longitudinales de la distribution du zoobenthos variaient en fonction des saisons. En octobre et novembre, par exemple, on rencontre des éphéméroptères et des plécoptères à une distance du glacier bien moindre que celle prévue par le modèle conceptuel. De plus, la densité et la diversité maximale des espèces ont été observées pendant les périodes caractérisées par des conditions environnementales favorables situées au printemps et à la fin de l'automne/au début de l'hiver (Fig. 4, voir aussi p. 22).

La biodiversité des écosystèmes fluviaux alpins est menacée

Nos résultats suggèrent qu'en plus de la température de l'eau et de la stabilité des lits, un jeu complexe de facteurs influe la distribution des macro-invertébrés dans les cours d'eau glaciaires [p. ex. 5]. Certains scénarios climatiques prédisent que les glaciers alpins perdront plus de 95 % de leur substance d'ici 2100 [6]. Mais les impacts sur les cours d'eau alpins sont difficiles à estimer étant donné que la plupart des effets significatifs se feront sentir au niveau des bassins versants de petite taille qui ne sont pas pris en compte par les modèles de circulation globale. De plus, près de 90 %

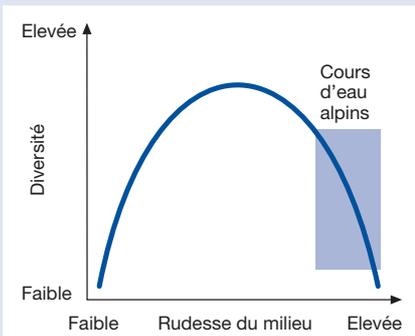


Fig. 2: Les cours d'eau alpins se situent dans la partie descendante de la courbe de rudesse-diversité.

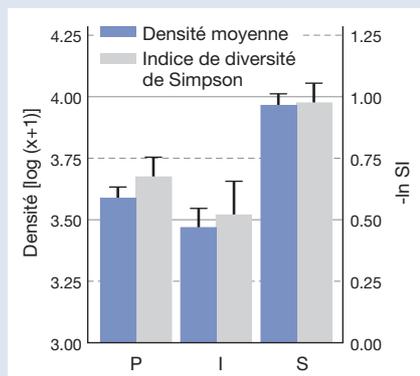


Fig. 3: Densité moyenne et indice de diversité de Simpson pour le chenal principal (P), les chenaux connectés de façon intermittente (I), et les chenaux uniquement alimentés par les eaux souterraines (S). Les barres d'erreur représentent ± 1 écart-type.

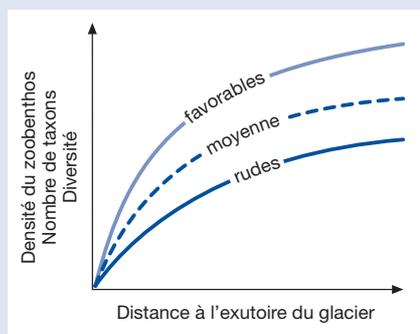


Fig. 4: Vision conceptuelle des changements de densité et de diversité des zoocénoses benthiques à distance croissante de l'exutoire du glacier. Les courbes pleines représentent les valeurs limites correspondant aux conditions les plus favorables ou les plus rudes. La courbe en pointillés indique une moyenne théorique sur toute une année.

Fragmentation des habitats et diversité génétique

Ce que nous apprend l'étude des insectes aquatiques alpins

La fragmentation des habitats naturels se répercute fortement sur la distribution des organismes et la structure génétique des populations. Au cours des quatre dernières années, nous avons étudié les effets de la fragmentation des cours d'eau alpins par les lacs et réservoirs sur la capacité de dispersion et la structure génétique des insectes peuplant les rivières. Des populations séparées de *Baetis alpinus* présentait des différences génétiques. Curieusement, ces différences n'étaient observables qu'entre fragments séparés par des lacs géologiquement anciens, la fragmentation des habitats par la main de l'homme étant probablement trop récente pour se refléter au niveau génétique.

Les habitats de nombreuses espèces se sont trouvés fragmentés pour des raisons naturelles ou anthropiques en îlots plus petits. Ce processus de fragmentation des habitats peut diviser une grande population en plusieurs populations plus petites. Cette réduction de la taille des populations correspond à un effet de «goulot d'étranglement» et peut entraîner une perte considérable de diversité génétique au sein de chacune des petites populations et donc une augmentation locale de la probabilité d'extinction [1]. La diversité génétique peut être augmentée grâce au flux génétique, défini comme l'apport de nouvelles variantes génétiques à partir d'autres populations. Mais l'isolation des populations limite très souvent ce flux, ce qui aggrave le problème.

La fragmentation des habitats influe-t-elle sur la diversité génétique des insectes des cours d'eau?

La présence de nombreux insectes aquatiques est limitée aux milieux d'eaux courantes. Ces habitats peuvent être fragmentés en plusieurs tronçons par des masses d'eau stagnante telles que les lacs naturels et les réservoirs (Fig. 1). Les insectes aquatiques qui peuplent les eaux courantes peuvent être incapables de traverser les lacs, auquel cas se produit un isolement des populations et d'éventuels changements au niveau de la diversité génétique. Au cours des quatre dernières années, nous avons tenté de savoir dans quelle mesure la

fragmentation naturelle ou anthropique des cours d'eau alpins avait influencé la génétique des populations d'insectes d'eau courante des Alpes suisses. L'étude de l'impact de la fragmentation sur les organismes revêt une importance toute particulière dans les Alpes étant donné la grande quantité d'espèces végétales et animales endémiques que cette région comporte.

Sites d'étude

Notre étude a porté sur plusieurs cours d'eau de la partie supérieure du Rhin, de

l'Inn et du Tessin (Fig. 2). Six rivières étaient fragmentées par des lacs, deux par des réservoirs et trois ne l'étaient pas, servant donc de témoins. Des prélèvements d'organismes ont été effectués en amont et en aval de chaque lac et de chaque réservoir ainsi que dans deux stations des rivières témoins (Fig. 2). Le but de ce procédé expérimental était de comparer les cours d'eau fragmentés de façon naturelle (lacs) et ceux divisés par la main de l'homme (réservoirs), une des grandes différences résidant dans le caractère beaucoup plus récent des interventions anthropiques. Les barrages ont été pour la plupart construits au cours des 100 dernières années alors que les lacs étudiés résultent du retrait des glaciers alpins.

Animaux étudiés

Notre étude a porté sur deux espèces d'éphéméroptères présentant différentes aptitudes à la dispersion, *Baetis alpinus* et *Rhithrogena loyolaea*. Ces animaux passent la majeure partie de leur vie sous forme larvaire sur le fond des rivières. *Baetis* passe

P. Spaak, EAWAG



Fig. 1: Deux exemples de fragmentation de cours d'eau alpins: fragmentation naturelle due aux Lacs de Jöri...

6 à 9 mois dans l'eau et *Rhithrogena* 1 à 2 ans avant d'émerger sous leur forme adulte. A ce stade, elles ne vivent que quelques heures, une journée tout au plus, d'où leur nom d'«éphémères». *Baetis alpinus* est une espèce alpine répandue et abondante [2]. Les adultes volent assez mal et le font en général vers l'amont. *Rhithrogena loyolaea* est également fréquente mais sa présence est plus localisée. On lui attribue de meilleures qualités de vol qu'à *B. alpinus* et d'autres études indiquent que cette espèce se déplace dans toutes les directions et non pas uniquement vers l'amont.

Analyses génétiques

Nous avons fait appel à deux types d'analyses génétiques pour traiter la question des effets de la fragmentation des habitats. La première technique employée est l'analyse des allozymes par électrophorèse, dans laquelle les différentes formes génétiques d'une même enzyme, les «allozymes», parcourent différentes distances dans un champ électrique (Fig. 3). Cette technique permet de savoir combien il existe de

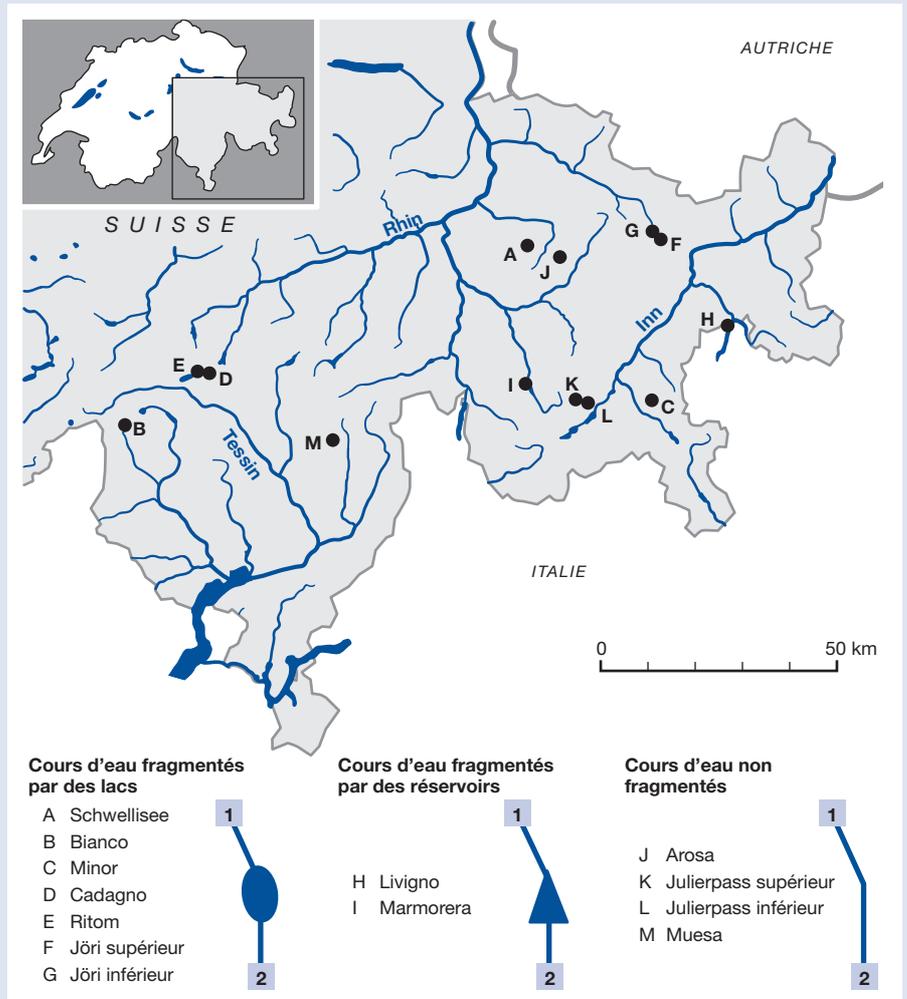


Fig. 2: Localisation des cours d'eau étudiés. Rivières A-G fragmentées par des lacs naturels, rivières H-I fragmentées par des réservoirs, et rivières témoins J-M sans fragmentation. Les numéros 1 et 2 indiquent les stations de prélèvements.

formes différentes d'une enzyme dans une population, c'est à dire de déterminer la **diversité génétique**, et d'évaluer les diffé-

rences existant entre deux populations, appelées **différences génétiques** (θ). A partir de cette seconde mesure, il est possible



... et fragmentation anthropique par le Lago di Livigno.

Analyse des allozymes par électrophorèse

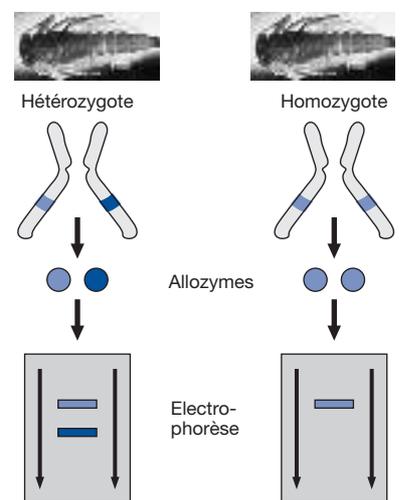
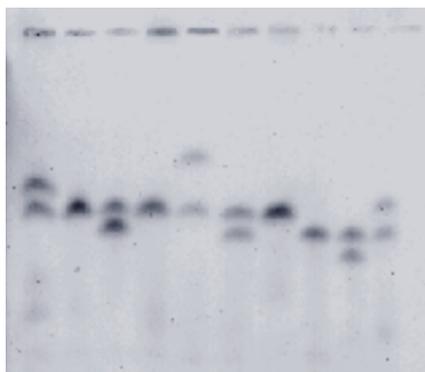


Fig. 3: Principe de l'analyse des allozymes par électrophorèse.



Le locus polymorphe *Pep-B* analysé pour 10 individus de *Baetis alpinus*. Les différences entre les distances parcourues par les allozymes (bandes sombres) (à partir du haut de la photo) révèlent 5 formes génétiquement différentes de l'enzyme.

d'estimer l'importance du flux génétique passant dans les populations fragmentées. De faibles différences génétiques entre sous-populations ($\theta < 0,05$) indiquent une dispersion fréquente, alors que des différences génétiques importantes ($\theta > 0,05$) indiquent une dispersion limitée et un faible taux de mélange des populations dus au fait que les adultes ne traversent pas les habitats d'eau stagnante. La seconde technique employée est celle de l'AFLP («amplified fragment length polymorphisms»), une méthode de «traçage» de l'ADN qui permet une analyse plus fine des différences génétiques au sein des populations. L'analyse des données est effectuée à l'aide de programmes spécialisés destinés à la génétique des populations tels que FSTAT [3] et ARLEQUIN [4].

Une dispersion limitée entre les fragments d'habitats

Les données sur les allozymes n'indiquent aucune baisse de la diversité génétique dans les fragments d'habitats, que ce soit pour *B. alpinus* ou pour *R. loyolaea*. Par

contre, on observe de grandes différences génétiques entre les sous-populations de *B. alpinus* des cours d'eau fragmentés par des lacs, à l'exception des lacs de Jöri (Fig. 4) [5]. Ces données sur les allozymes ont été confirmées par les analyses plus sensibles des AFLP (résultats non présentés). Contrairement au cas de *B. alpinus*, les populations de *R. loyolaea* ne présentaient pas de différences génétiques détectables, quels que soient les cours d'eau étudiés.

A notre sens, les différences entre les deux espèces s'expliquent par des différences de comportement de vol et de ponte des adultes. *B. alpinus* vole en général vers l'amont en restant près du cours d'eau. Si les adultes atteignent les eaux stagnantes sans avoir trouvé de rochers exposés où déposer leurs œufs, ils interrompent probablement leur vol et pondent dans le courant. *R. loyolaea*, par contre, vole dans plusieurs directions en pouvant s'éloigner du cours d'eau. Il nous semble donc que *R. loyolaea* est capable de traverser des habitats inhospitaliers comme les lacs pour se disséminer dans d'autres fragments d'habitats [6].

L'absence de différences génétiques entre les populations de *B. alpinus* de part et d'autre des deux lacs de Jöri et des réservoirs (Fig. 4) est par contre plus difficile à expliquer. On peut supposer que l'histoire des vallées joue un rôle déterminant pour la structure des populations et que les différences génétiques de part et d'autre de lacs géologiquement récents ne sont pas détectables pendant les 100 à 1000 années qui suivent une fragmentation. En effet, le glacier de Jöri est resté actif tout le long de l'Holocène et atteignait l'un des lacs de l'étude pendant le Petit âge glaciaire, il y a environ 150 ans. Le caractère récent des modifications de l'écoulement peut impliquer que les populations fragmentées n'ont

pas eu le temps de se différencier génétiquement. Les réservoirs sont encore plus récents et datent du XX^e siècle.

Conclusions et perspectives

Notre étude a livré les deux principaux résultats suivants: (1) la fragmentation des habitats peut limiter la dispersion des insectes des cours d'eau alpins, conduisant à des différences génétiques au sein des populations; (2) la fragmentation anthropique des habitats est probablement trop récente pour que des effets génétiques soient détectables. Un des principaux buts de nos recherches à venir sera de distinguer effets génétiques historiques et actuels pour mieux comprendre comment les organismes réagissent aux modifications de l'environnement (d'origine naturelle ou anthropique).



Michael T. Monaghan a récemment terminé une thèse à la division de Limnologie sur les effets de la fragmentation des habitats sur la diversité génétique et spécifique des insectes des cours d'eau alpins.

Coauteurs:
P. Spaak, C.T. Robinson

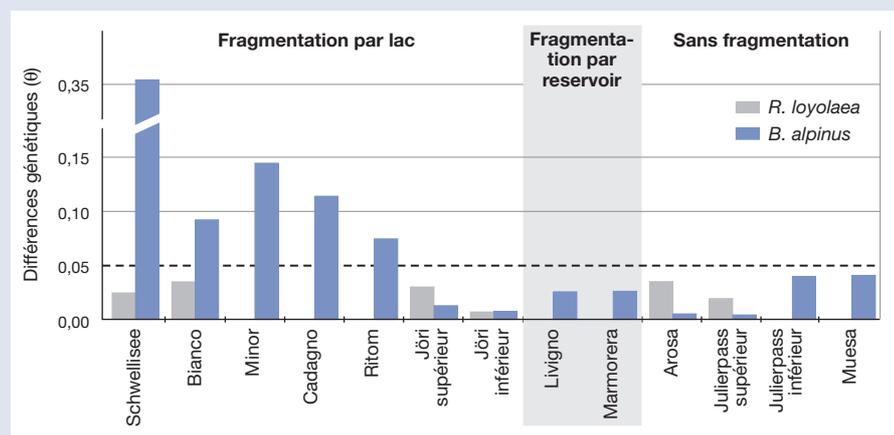


Fig. 4: Différences génétiques (θ) entre sous-populations séparées de deux éphémères (*Baetis alpinus* et *Rhythrogena loyolaea*), les valeurs $> 0,05$ indiquant un flux génétique limité.

- [1] Saccheri I., Kuussaari M., Kankare M., Vikman P., Fortelius W., Hanski I. (1998): Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature* 392, 491-494.
- [2] Sartori M., Landolt P. (1999): Atlas de distribution des éphémères de Suisse (Insecta, Ephemeroptera). In: Burckhardt D. (ed.) Fauna Helvetica. Centre Suisse de Cartographie de la Faune, Neuchâtel, Vol. 3, p. 214.
- [3] FSTAT-Software: Goudet J., University of Lausanne, <http://www.unil.ch/izea/software/fstat.html>
- [4] ARLEQUIN-Software: Schneider S., Roessli D., Excoffier L., University of Geneva, <http://anthropologie.unige.ch/arlequin>
- [5] Monaghan M.T., Spaak P., Robinson C.T., Ward J.V. (2001): Genetic differentiation of *Baetis alpinus* Pictet (Ephemeroptera: Baetidae) in fragmented alpine streams. *Heredity* 86, 395-403.
- [6] Monaghan M.T., Spaak P., Robinson C.T., Ward J.V. (2002): Population genetic structure of 3 Alpine stream insects: influences of gene flow, demographics, and habitat fragmentation. *Journal of the North American Benthological Society* 21, 114-131.

La réponse des cours d'eau aux crues expérimentales

Peut-on restaurer l'intégrité écologique des rivières en aval des barrages en provoquant des crues artificielles? Des crues expérimentales obtenues par des lâchers à partir d'un barrage situé à la limite du Parc National Suisse ont fortement influencé l'écologie de la rivière réceptrice. La réponse de la faune et de la flore aquatiques à ce type de perturbations dépendait des traits d'histoire de vie des espèces et de l'effet cumulatif des crues précédentes. Nos résultats indiquent que les crues artificielles peuvent trouver une place honorable dans les stratégies de restauration des cours d'eau régulés.

Les grands barrages (>15 m de haut) sont des éléments constitutifs marquants de la plupart des rivières [1]. De par le monde, on compte près de 40 000 grands barrages utilisés pour la production d'électricité, l'irrigation, la navigation, l'approvisionnement en eau potable, la récréation et récemment pour des raisons écologiques [2]. Dans les

Alpes, les grands barrages servent principalement à la production hydroélectrique; les cours d'eau situés en aval de ces barrages présentent un écoulement fortement réduit ou inexistant suite à la dérivation des eaux et se trouvent fortement perturbés dans leurs propriétés physiques (augmentation de température, colmatage du fond par les sédiments fins, etc.) [3, 4]. Suite à la perturbation des habitats, les biotes changent eux aussi, généralement en faveur d'organismes privilégiant les conditions environnementales stables et au détriment d'organismes adaptés aux variations naturelles [5]. On assiste de plus en plus fréquemment au démantèlement de petits barrages, en particulier en Amérique du Nord où 180 d'entre eux ont été supprimés au cours des dix dernières années [6]. Mais pour diverses raisons de gestion, la plupart des grands barrages sont laissés en place et l'on compte qu'environ 260 nouveaux grands barrages sont mis en service chaque année [7]. Il existe donc un besoin réel de restauration des régimes naturels des rivières régulées pour tenter d'augmenter leur intégrité écologique [1, 2]. Nous nous sommes penchés sur l'utilisation des crues artificielles comme outil potentiel de gestion visant à améliorer l'état des cours d'eau en aval des barrages.

Le projet Spöl: une première dans le domaine de la gestion des crues

Une seule autre étude a jusqu'à présent porté sur les effets d'une crue sur une rivière

re située sous un grand barrage et il s'agissait du barrage du Glen Canyon aux USA [3]. Notre étude avait pour objet le Spöl qui s'écoule après un grand barrage (Punt da Gall) dans le Parc National Suisse à la frontière italo-suisse (Fig. 1). Le fonctionnement du barrage depuis 1974 impose un débit réservé constant de moins de 2,5 m³/s. Cet écoulement réduit a entraîné un colmatage des fonds de la rivière par des sédiments fins et permis la formation dans le chenal principal de cônes de déjection formés de matériaux érodés sur les versants latéraux. Une rivière de référence, dans le Val da l'Aqua, a été choisie à proximité pour établir les conditions écologiques régnant dans un cours d'eau non régulé. La direction du Parc et les compagnies d'hydroélectricité ont donné leur accord pour tenter de savoir si des crues artificielles pouvaient favoriser le retour de conditions plus naturelles dans la rivière. Il s'agit d'un projet pluridisciplinaire impliquant le Parc National Suisse, la société Engadiner Kraftwerke AG, l'Université de Berne, Hydra, le Service des Pêches et de Récréation des Grisons et l'EAWAG, chaque partenaire se concentrant sur différentes composantes du système. Cet article se concentre sur la réponse aux crues artificielles des algues et du zoobenthos, deux groupes indicateurs de changements biologiques.

Régime de crue expérimental

La figure 2 indique le régime des débits du Spöl pendant:

- trois années typiques (1960–1962) de la situation avant la construction du barrage (opérationnel en 1974),
- une année typique de la situation après la construction du barrage (1999),
- la première année de crues expérimentales (2000).

Une réduction du débit résiduel à partir de septembre 1999 a permis d'emmagasiner assez d'eau pour que les crues expérimentales n'entraînent pas de coûts supplémentaires. Les crues artificielles provoquées une fois par mois en juin, juillet et août

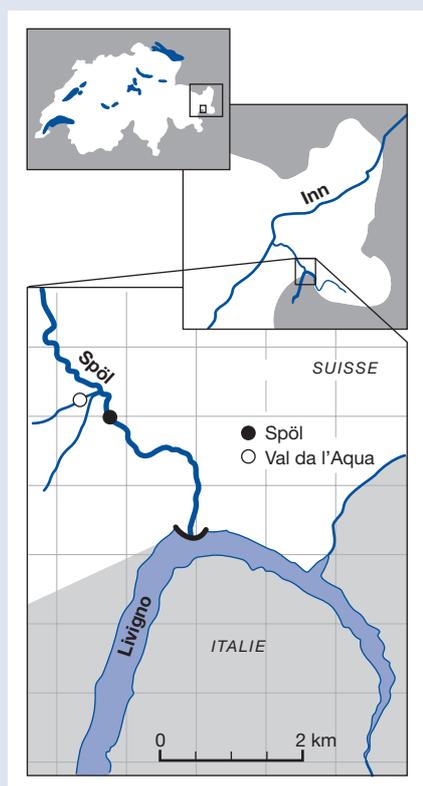


Fig. 1: Localisation du site d'étude du Spöl en Suisse.

étaient comparables à celles qui se produisaient avant la construction du barrage, mais de plus courte durée. La quatrième crue a été le résultat au mois d'octobre de fortes précipitations qui ont rempli le réservoir du barrage, permettant le lâcher de l'eau en excès.

Effets généraux des crues sur le plan écologique

La première crue: La première crue a eu un effet inégal sur les algues et le zoobenthos. Certaines parties du cours d'eau ont été fortement modifiées par des processus d'affouillement et de déplacement du lit, la biomasse algale et le zoobenthos s'en trouvant réduits, alors que d'autres zones du lit, comme celles occupées par de gros galets, étaient moins touchées et servaient de refuge à de nombreux organismes. Ces zones moins perturbées ont probablement favorisé le rétablissement des populations décimées en livrant des colonisateurs et des propagules, comme cela se produit dans les systèmes non régulés. Certaines pierres étaient encore couvertes d'un épais tapis de mousses qui a probablement retenu certains organismes et servi de refuges à d'autres. Les peuplements d'algues et le zoobenthos se sont rapidement rétablis après la première crue (Fig. 3 et 4), leur



Le Spöl à son écoulement de base et ...

répartition restant cependant très inégale. Dans le Val da l'Aqua, notre référence, les algues et le zoobenthos ont montré peu de changements au cours de la période d'étude.

La deuxième crue: La deuxième crue a été la plus importante et a touché la majeure partie du cours d'eau, provoquant une forte réduction de la biomasse algale et du zoo-

benthos (Fig. 3 et 4). Certaines mouilles se sont même remplies de sédiments. Les pierres, y compris les gros galets, ont été mises à nu et le couvert de mousses fortement restreint. Le rétablissement des populations après cette crue a été beaucoup plus lent que pour la première et ni les algues ni le zoobenthos n'ont pu atteindre leurs populations d'origine avant que la prochaine crue ne survienne. Ce mauvais rétablissement s'explique probablement par l'impact plus important de la crue, par son mauvais moment par rapport aux cycles vitaux des biotes et par un changement dans la composition des communautés biotiques (Fig. 5).

La troisième crue: Le potentiel de perturbation et d'affouillement de la troisième crue s'est trouvé fortement limité par le travail de «nettoyage» déjà effectué par la seconde, une grande quantité de sédiments fins ayant déjà été transportés vers l'aval. Cette troisième crue a néanmoins provoqué une réduction de l'abondance du zoobenthos, son effet sur les algues restant très faible. Bien que la troisième crue ait été aussi importante que la première, le rétablissement des populations a été plus important après la première crue qu'après la troisième (Fig. 3 et 4).

Changements de structure des communautés suite aux crues

Au cours de l'année de crues expérimentales, le couvert des fonds de la rivière a changé de nature, les mousses (*Fontinalis* sp.) cédant la place aux diatomées et aux algues filamenteuses, notamment *Hydrurus foetidus*, une algue très répandue en hiver dans les cours d'eau alpins. Le zoobenthos

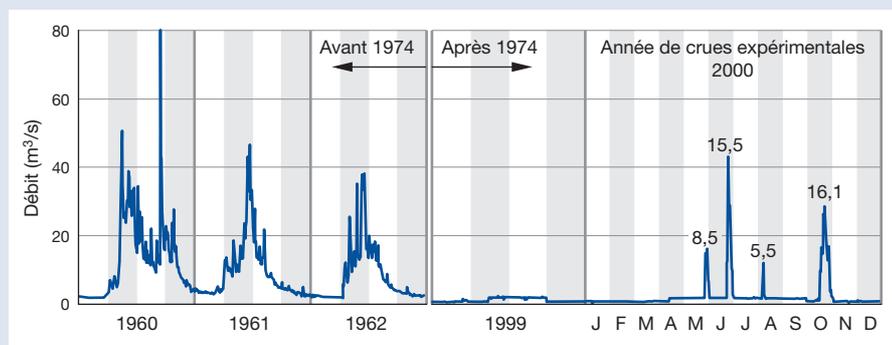


Fig. 2: Régime d'écoulement caractéristique du Spöl avant la construction du barrage (années 1960 à 1962), après sa construction (1999) et pendant l'année des crues expérimentales (2000). L'écoulement de 1999 correspond au débit résiduel maintenu en aval du barrage, tout excédent d'eau étant dérivé pour la production d'électricité. Les nombres figurant au-dessus des pics de l'année 2000 représentent le débit moyen journalier en m³/s.

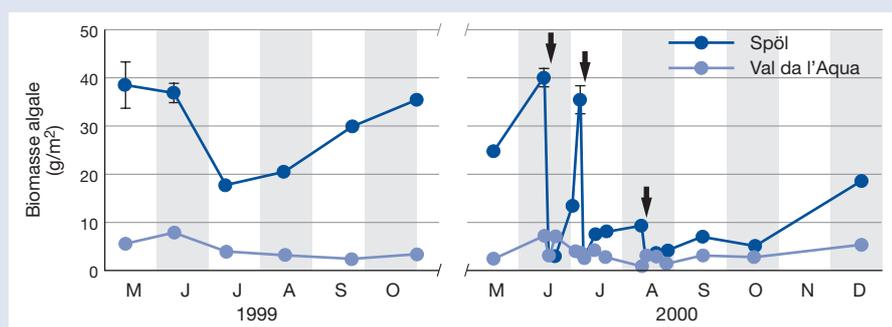


Fig. 3: Biomasse algale moyenne (± 1 écart-type) exprimée en mg de matière sèche sans cendre par m² dans le Spöl et le Val da l'Aqua de mai à décembre 1999 et 2000. Les flèches indiquent les trois crues expérimentales de 2000.



... pendant la crue importante de juillet 2000.

caractéristique des rivières à écoulement plutôt constant a décliné au cours de l'année d'étude, notamment *Crenobia alpina*

(turbellarié) et *Gammarus fossarum* (amphipode) (Fig. 5). Les turbellariés ont connu une régression importante après la pre-

mière crue alors que les amphipodes ont vu leur densité augmenter après la première et diminuer après la seconde. Cette différence s'explique probablement par le fait que les gammaridés sont de bons nageurs alors que les turbellariés doivent ramper jusqu'aux refuges. Le zoobenthos plus caractéristique des cours d'eau non régulés a été favorisé par les crues et s'est rétabli plus rapidement, notamment les chironomidés, les éphémères (baetidés) (Fig. 5) et les mouches noires (simuliidés, donnée non présentée).

Conclusions

Le régime d'écoulement fait partie intégrante des cours d'eau et ses modifications, notamment lors de l'évacuation des crues, constituent des perturbations importantes pour les organismes rivulaires et peuvent transformer les communautés biotiques. Nos résultats montrent que les crues artificielles peuvent modifier l'abondance des algues et du zoobenthos, réduisant celle d'espèces favorisées par la régulation des cours d'eau. D'autres études sont nécessaires pour évaluer l'effet à long terme de ce type de crues, en particulier en fonction de leur intensité et de leur position dans le temps, puisque nos résultats suggèrent que des crues d'importance similaire peuvent avoir des effets différents suivant les crues passées et les changements saisonniers d'abondance des populations.

Christopher T. Robinson (voir portrait p. 9)

Coauteurs:
U. Uehlinger, M.T. Monaghan

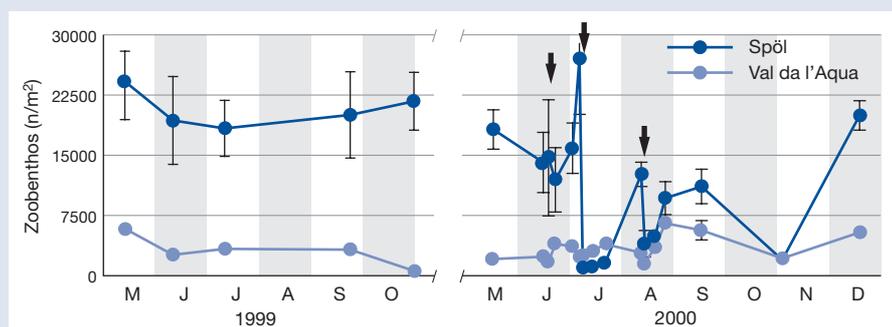


Fig. 4: Densité moyenne de zoobenthos (± 1 écart-type) exprimée en nombre d'individus par m^2 dans le Spöl et le Val da l'Aqua de mai à décembre 1999 et 2000. Les flèches indiquent les trois crues expérimentales de 2000.

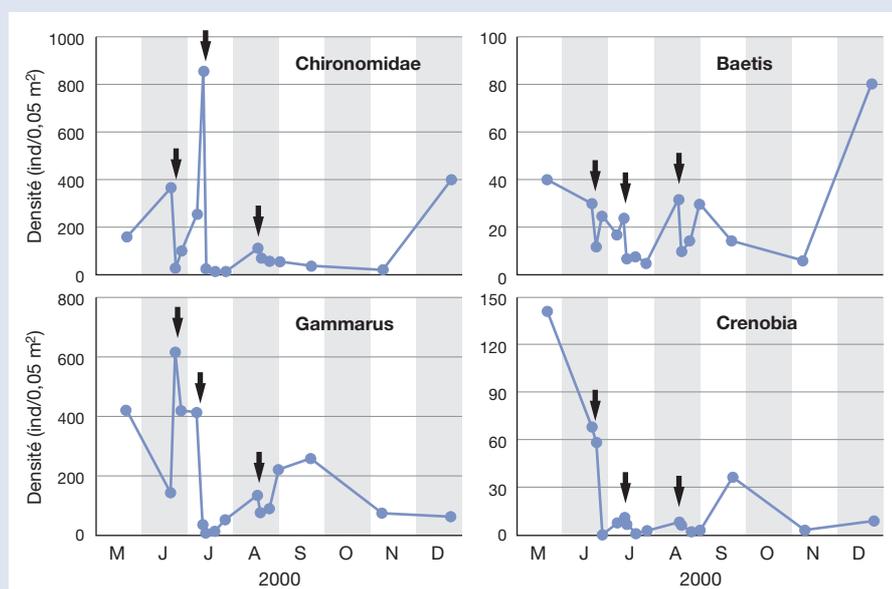


Fig. 5: Densité moyenne (nombre d'individus par m^2) de 4 taxons de macro-invertébrés représentant les différents types de réponses aux crues expérimentales (flèches). Intervalles de confiance non représentés.

- [1] Pringle C.M. (2001): Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: a global perspective. *Ecological Applications* 11, 981-998.
- [2] Jackson R.B., Carpenter S.R., Dahm C.N., McKnight D.M., Naiman R.J., Postel S.L., Running S.W. (2001): Water in a changing world. *Ecological Applications* 11, 1027-1045.
- [3] Patten D.T., Harpman D.A., Voita M.I., Randle T.J. (2001): A managed flood on the Colorado River: background, objectives, design, and implementation. *Ecological Applications* 11, 635-643.
- [4] Ward J.V., Stanford J.A. (1979): The ecology of regulated streams. Plenum Press, New York, 398 p.
- [5] Vinson M.R. (2001): Long-term dynamics of an invertebrate assemblage downstream from a large dam. *Ecological Applications* 11, 711-730.
- [6] Born S.M., Genskow K.D., Filbert T.L., Hernandez-Mora N., Keefer M.L., White K.A. (1998): Socioeconomic and institutional dimensions of dam removals: the Wisconsin experience. *Environmental Management* 22, 359-370.
- [7] McCully P. (1996): Silenced rivers: the ecology and politics of large dams. Zed Books, London, UK, 350 p.

La recherche limnologique dans le Parc National Suisse

Il y a plus de 80 ans que des recherches sont effectuées dans le Parc National Suisse. Les botanistes et les zoologues portent depuis longtemps un intérêt particulier à cette région peu soumise aux influences anthropiques. Les limnologues, quant à eux, ne s'y sont intéressés qu'à partir de la construction des centrales hydro-électriques sur le Spöl qui donnèrent naissance au Lago di Livigno. Le projet actuel qui vise à revitaliser le Spöl à l'aide de crues artificielles est une première mondiale. Son but est d'optimiser le régime d'écoulement résiduaire pour restaurer autant que possible les conditions écologiques d'origine du Spöl.

Les lacs et cours d'eau suisses sont largement exploités et leurs régimes d'écoulement naturels sont fortement perturbés. Les réserves naturelles ont donc un rôle particulièrement important à jouer, permettant à la fois d'étudier les processus naturels et d'évaluer l'impact des transformations de l'environnement régional et global sur les

systèmes naturels (voir encadré). Le Parc National Suisse créé en 1914 n'a assuré que progressivement ce rôle de référence.

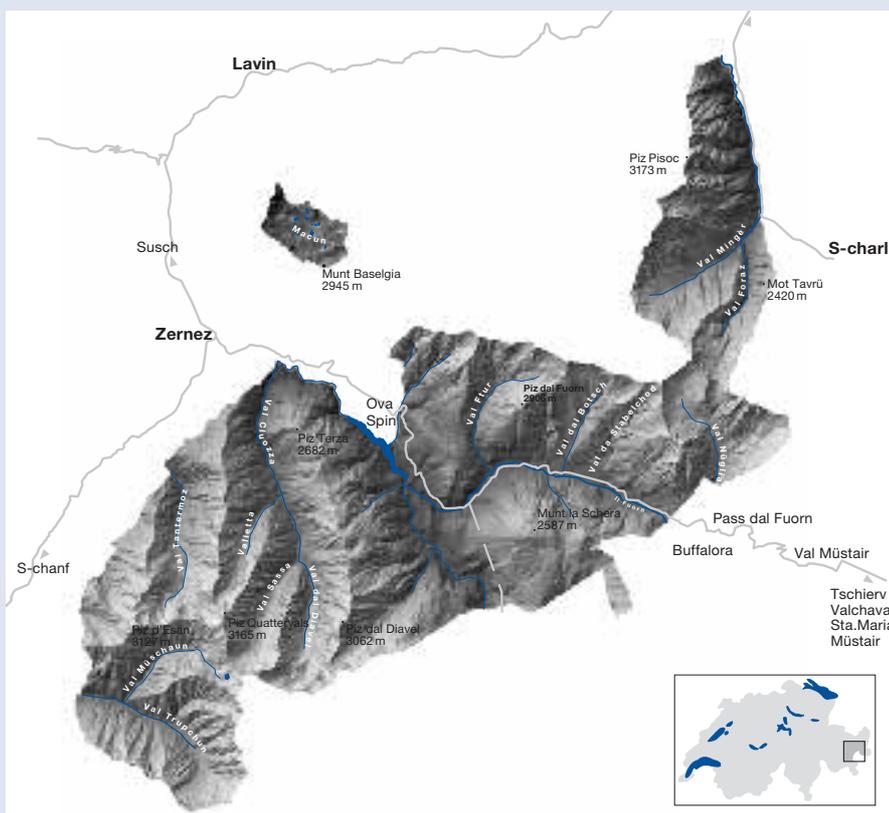
La recherche limnologique s'est intensifiée à partir de 1950

Pendant les deux décennies qui suivirent la création du Parc, la recherche limnologique

s'est limitée aux travaux d'hydrobiologistes portant sur le plancton algal des sources et des cours d'eau [1]. La recherche limnologique s'est intensifiée au sein du Parc National Suisse à partir de 1950, date à laquelle le projet de construction des centrales hydroélectriques sur le Spöl a vu le jour. Paradoxalement, c'est un souci de protection des eaux qui a stimulé les recherches limnologiques, même au sein du Parc National. En 1952, une sous-commission d'hydrobiologie était créée au sein de la Commission de Recherche du Parc National Suisse. Ce fut le point de départ de nombreuses études physico-chimiques qui conduisirent à l'inventaire d'une centaine de sources dans la région du Fuorn et à la détermination de la qualité de leurs eaux [2]. Trois stations de jaugeage hydrologiques furent installées dans le Parc dans le cadre du projet de construction des centrales hydroélectriques. Ces stations de jaugeage sont encore en service actuellement et elles fournissent en continu des données sur le Spöl régulé et sur ses deux affluents naturels, Ova Fuorn et Ova Cluozza.

Des impacts sévères: la construction et la mise en service des centrales hydro-électriques sur le Spöl

Malgré une forte opposition de la part des associations de protection de l'environnement et du Parc National, la construction des centrales hydroélectriques sur le Spöl ne put être évitée. La communauté scientifique fut chargée d'étudier l'écologie du Spöl avant les aménagements et de prévoir les modalités d'une surveillance à long terme, mais ce ne fut malheureusement pas réalisé. La recherche de cette époque s'est limitée à quelques mesures sporadiques avant la construction des centrales et à quelques rares contrôles pendant la phase de construction de 1960 à 1970. Les scientifiques ont tout de même obtenu que l'on laisse au Spöl un débit résiduel relativement important, de l'ordre de 35 millions de m³ par an. Même après la mise en service des



Situation du Parc National Suisse.

centrales en 1970, les recherches sont restées limitées à des études occasionnelles (comme par exemple une étude limnologique du réservoir de Livigno) et à des contrôles visant à déterminer l'état biologique du cours d'eau à des fins piscicoles.

Un régime d'écoulement résiduel dynamique pour le Spöl

En 1990, les centrales hydroélectriques d'Engadine ont procédé à un lâcher d'eau de fond du réservoir de Livigno qui fut l'occasion de procéder à toute une palette d'études scientifiques de disciplines différentes. Ces études ont montré que la partie du Spöl située dans le Parc National en aval du barrage s'était progressivement transformée en une succession de mouilles aux eaux plutôt stagnantes. Cette évolution ne semblait pas pouvoir être enrayerée, même en procédant régulièrement à des chasses et des drainages du réservoir. On s'aperçut d'autre part que les petits bassins de rétention situés dans le Parc National étaient devenus des bassins de traitement des eaux usées supplémentaires pour la Haute-Engadine étant donné qu'ils recevaient une partie des eaux de l'Inn. Après de nombreuses discussions, la Commission de Recherche du Parc National décida de ramener cet hydrosystème fortement perturbé par le transport et les dépôts de sédiments à son état d'origine dans les limites fixées par les conditions actuelles. Le premier outil utilisable à cette fin consiste en des crues artificielles. Grâce aux bonnes relations existant entre les EKW et l'administration du canton des Grisons, la première série de crues expérimentales pu être effectuée en l'année 2000. Jusqu'à 2002, il est prévu de provoquer trois crues artificielles par an entre juin et août. Ces crues expérimentales sont accompagnées de recherches interdisciplinaires menées en étroite collaboration avec la division de limnologie de l'EAWAG (voir également article p. 31). L'objectif de ces études préliminaires est d'optimiser le profit environnemental, c'est à dire d'obtenir le meilleur résultat écologique possible avec un minimum d'eau [3]. Les essais de crues artificielles s'appuient sur le système de surveillance écologique installé en 1996 qui fournit des données sur le Spöl fortement perturbé et sur l'Ova Fuorn relativement épargné. Le suivi mené depuis 1996 fournit des informations sur la situation de base par rapport à laquelle les effets des crues artificielles sont mesurés. A notre connaissance, c'est la première fois que de tels essais sont menés. Le Parc National est un endroit idéal pour ce

P. Rey, HYDRA



Le Spöl fortement perturbé en régime d'écoulement résiduaire.

genre d'expérimentations étant donné que seuls les aspects de production d'électricité et de protection de l'environnement doivent être pris en compte. Les premiers résultats indiquent qu'une à deux petites crues par

an charriant entre 10 et 30 m³ d'eau par seconde pendant une journée ont un effet bénéfique significatif sur les conditions écologiques. Il ne nous reste plus qu'à espérer que ce genre d'opérations fera bientôt par-

Pourquoi mener des recherches dans le Parc National et de quel genre?

C'est la recherche qui a motivé la création du Parc National: il était devenu impératif de tenir un morceau de nature intacte à l'écart des activités anthropiques pour disposer d'un objet de référence se prêtant à l'étude des processus naturels. Le Parc National a donc, en plus d'une mission de protection de l'environnement, une mission de recherche dont l'Académie Suisse des Sciences Naturelles a chargé la Commission de Recherche du Parc National.

Les principaux objectifs de recherche étaient et restent:

- L'inventaire exhaustif des structures naturelles du Parc.
- L'observation de l'évolution naturelle ou de la régénération au sein du Parc (recherche à long terme, surveillance écologique).
- La comparaison avec des zones sous influence anthropique situées hors du Parc (rôle de référence).
- La détermination des interdépendances entre écosystèmes (recherche sur les écosystèmes).

Dans ce cadre général s'inscrivent actuellement divers thèmes de recherche interdisciplinaire:

- Le futur du Parc National au temps des changements climatiques globaux.
- L'importance des perturbations dans le développement des écosystèmes.
- Les ongulés dans les habitats alpins.
- Les interactions entre société et Parc National.

Pour plus d'informations, consultez www.nationalpark.ch

tie intégrante des programmes de gestion des eaux résiduelles dans toute la Suisse.

Les impulsions données par les pluies acides et les changements climatiques globaux

En plus de la construction de centrales hydroélectriques, d'autres événements ont stimulé la recherche en matière de limnologie. Ce fut le cas à partir de 1970, de l'observation de premiers signes de changement des conditions atmosphériques. La constatation de l'existence des pluies acides motiva la réalisation de mesures chimiques et l'observation de la végétation algale des «lajs da Macun» à la fin des années 1970 [4]. Etant donné que ces lacs ont été intégrés au Parc National en l'an 2000, il nous est maintenant possible de suivre en continu l'évolution des conditions écologiques et de la dynamique du plateau situé à 2500 m d'altitude qui les abrite. La division de limnologie de l'EAWAG va également participer à l'élaboration de ce programme de surveillance écologique.

Il est d'autre part prévu de répéter de manière systématique les mesures de qualité des eaux effectuées dans les années 1950 dans les sources du Parc. Il s'agit là de la première étape d'un programme destiné à évaluer dans quelle mesure les change-

ments de composition atmosphérique, notamment les émissions accrues de composés azotés, ont un effet sur les eaux souterraines. Il est également prévu d'étudier les effets éventuels du réchauffement climatique global sur l'humidité globale dans les zones de montagne.

Le Parc National: un endroit privilégié pour des études à long terme

Comme le montre bien l'exemple du Parc National Suisse, les conflits concernant les divers usages de l'eau et les effets des perturbations de l'atmosphère ne sont pas confinés au sein des limites des réserves naturelles. La limnologie occupe une place centrale dans les recherches menées dans les zones protégées et ce, pour deux raisons principales: premièrement, les transformations à long terme de l'environnement se répercutent sur les écosystèmes aquatiques, et il est important de connaître les effets de ces changements sur l'état des lacs et cours d'eau; deuxièmement, il est indispensable de disposer d'informations de base de qualité sur l'écologie aquatique – p. ex. sur le Spöl régulé et sur les bassins de rétention – pour mener une politique efficace de gestion des parcs et de protection préventive de l'environnement et des eaux. Dans la plupart des cas, nous

sommes confrontés à des questions auxquelles seuls des études à long terme ou des programmes de surveillance écologique peuvent apporter de réponse. En ce qui concerne la recherche dans le Parc National, nous espérons que l'EAWAG continuera de s'impliquer dans les recherches limnologiques comme il le fait actuellement et qu'il nous aidera à comprendre les processus écologiques qui se produisent à long terme.



Thomas Scheurer est directeur général de la Commission de Recherche du Parc National Suisse (une commission de l'Académie Suisse des Sciences Naturelles ASSN)

- [1] Nadig A. (1942): Hydrobiologische Untersuchungen in Quellen. Ergebnisse der wissenschaftlichen Untersuchungen im Schweizerischen Nationalpark Zerne, 9.
- [2] Nold H., Schmassmann W. (1954): Chemische Untersuchungen in der Ova da Val Ftur. Ergebnisse der wissenschaftlichen Untersuchungen im Schweizerischen Nationalpark Zerne, 31.
- [3] Scheurer T. (2000): Mehr Dynamik im Spöl. Cratschla, Zerne 2, 2–9.
- [4] Schanz F. (1984): Chemical and algological characteristics of five high mountain lakes near the Swiss National Park. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 22, 1066–1070.

Publications

Pour vos commandes, veuillez utiliser le bulletin encarté au milieu du présent numéro.

[3022] **Shanahan P., Borchardt D., Henze M., Rauch W., Reichert P., Somlyódy L., Vanrolleghem P.** (2001): River water quality model no. 1 (RWQM1): I. modelling approach. *Water Sci. Technol.* 43 (5), 1–9.

[3023] **Wagner G., Beer J., Masarik J., Muschler R., Kubik P.W., Mende W., Laj C., Raisbeck G.M., Yiou F.** (2001): Presence of the solar de Vries cycle (~205 years) during the last ice age. *Geophys. Res. Lett.* 28 (2), 303–306.

[3024] **Gerecke A., Müller S., Singer H., Schärer M., Schwarzenbach R., Sägesser M., Ochsenbein U., Popow G.** (2001): Pestizide in Oberflächengewässern. Einträge via ARA: Bestandsaufnahme und Reduktionsmöglichkeiten. *Gas Wasser Abwasser* 81 (3), 173–181.

[3025] **Ackermann G.** (2000): Assessment of environmental compounds with estrogenic activity in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and in the rainbow trout gonad cellline RTG-2. Diss. ETHZ No. 13 968, Zurich.

[3026] **Alder A.C., McArdell C.S., Golet E.M., Ibric S., Molnar E., Nipales N.S., Giger W.** (2001): Occurrence and fate of fluoroquinolone, macrolide, and sulfonamide antibiotics during wastewater treatment and in ambient waters in Switzerland. In: «Pharmaceuticals and personal care products in the environment» (Eds. C.G. Daughton, T.L. Jones-Lepp) ACS Symposium Ser. 791, 56–69.

[3027] **Müller B., Duffek A.** (2001): Similar adsorption parameters for trace metals with different aquatic particles. *Aquat. Geochem.* 7, 107–126.

[3028] **Larsen T.A., Gujer W.** (2001): Waste design and source control lead to flexibility in wastewater management. *Water Sci. Technol.* 43 (5), 309–318.

[3029] **Maurer M., Fux C., Graff M., Siegrist H.** (2001): Moving-bed biological treatment (MBBT) of municipal wastewater: denitrification. *Water Sci. Technol.* 43 (11), 337–344.

[3030] **Yang H., Zehnder A.J.B.** (2001): China's regional water scarcity and implications for grain supply and trade. *Environ. Planning A* 33, 79–95.

[3031] **Omlin M., Reichert P., Forster R.** (2001): Biogeochemical model of Lake Zurich: model equations and results. *Ecol. Modelling* 141, 77–103.

[3032] **Omlin M., Brun R., Reichert P.** (2001): Biogeochemical model of Lake Zurich: sensitivity,

identifiability and uncertainty analysis. *Ecol. Modelling* 141, 105–123.

[3033] **Spaak P., Boersma M.** (2001): The influence of fish kairomones on the induction and vertical distribution of sexual individuals of the *Daphnia galeata* species complex. *Hydrobiologia* 442, 185–193.

[3034] **Lass S., Boersma M., Wiltshire K.H., Spaak P., Boriss H.** (2001): Does trimethylamine induce life-history reactions in *Daphnia*? *Hydrobiologia* 442, 199–206.

[3035] **Winder M., Spaak P.** (2001): Carbon as an indicator of *Daphnia* condition in an Alpine lake. *Hydrobiologia* 442, 269–278.

[3036] **Koch G., Kühni M., Rieger L., Siegrist H.** (2001): Calibration and validation of an ASM3-based steady-state model for activated sludge system – Part I: Prediction of nitrogen removal and sludge production. *Water Res.* 35 (9), 2235–2245.

[3037] **Koch G., Kühni M., Siegrist H.** (2001): Calibration and validation of an ASM3-based steady-state model for activated sludge system – Part II: Prediction of phosphorus removal. *Water Res.* 35 (9), 2246–2255.

[3038] **Acero J.L., von Gunten U.** (2001): Characterization of oxidation processes: ozonation and the AOP O_3/H_2O_2 . *J. Amer. Water Works Assoc.* 93 (10) 90–100.

[3039] **Livingstone D.M., Dokulil M.T.** (2001): Eighty years of spatially coherent Austrian lake surface temperatures and their relationship to regional air temperature and the North Atlantic oscillation. *Limnol. Oceanogr.* 46 (5), 1220–1227.

[3040] **Jaspers M.C.M., Sturm M., van der Meer, J.R.** (2001): Unusual location of two nearby pairs of upstream activating sequences for HbpR, the main regulatory protein for the 2-hydroxybiphenyl degradation pathway of *Pseudomonas azelaica* HBP1. *Microbiology* 147, 2183–2194.

[3041] **Jaspers M.C.M., Meier C., Zehnder A.J.B., Harms H., van der Meer J.R.** (2001): Measuring mass transfer processes of octane with the help of an *alkS-alkB::gfp*-tagged *Escherichia coli*. *Environ. Microbiol.* 3 (8), 512–524.

[3042] **Monaghan M.T., Spaak P., Robinson C.T., Ward J.V.** (2001): Genetic differentiation of *Baetis alpinus* Pictet (Ephemeroptera: Baetidae) in fragmented Alpine streams. *Heredity* 86, 395–403.

[3043] **Mazellier P., Sulzberger B.** (2001): Diuron degradation in irradiated, heterogeneous iron/oxalate systems: the rate-determining step. *Environ. Sci. Technol.* 35 (16), 3314–3320.

[3044] **Kaech A., Egli T.** (2001): Isolation and characterization of a *Pseudomonas putida* strain able to grow with trimethyl-1,2-dihydroxy-propylammonium as sole source of carbon, energy and nitrogen. *Syst. Appl. Microbiol.* 24, 252–261.

[3045] **Raschke H., Meier M., Burken J.G., Hany R., Müller M.D., van der Meer J.R., Kohler H.-P.E.** (2001): Biotransformation of various substituted aromatic compounds to chiral dihydrodihydroxy derivatives. *Appl. Environ. Microbiol.* 67 (8), 3333–3339.

[3046] **MacGregor B.J., Moser D.P., Baker B.J., Alm E.W., Maurer M., Neilson K.H., Stahl D.A.** (2001): Seasonal and spatial variability in Lake Michigan sediment small-subunit rRNA concen-

trations. *Appl. Environ. Microbiol.* 67 (9), 3908–3922.

[3047] **Espino M.P., Aga D.S., Nguyen M.H., Singer H., Berg M., Müller S.R.** (2001): Analysis of organophosphorus pesticides in water by graphitized carbon black extraction and gas chromatography-mass spectrometry. *Kimika* 17 (1), 13–18.

[3048] **Egli T.** (2001): Nachhaltiges Plastik aus Bakterien. *Focus Prozess-BioTeCH* 1, 6–7.

[3049] **von Gunten U., Carini D., Dunn I.J., Morbidelli M.** (2001): Ozonation as pre-treatment step for the biological batch degradation of industrial wastewater containing 3-methyl-pyridine. *Ozone Sci. Engng.* 23, 189–198.

[3050] **Monaghan M.T., Thomas S.A., Minshall G.W., Newbold J.D., Cushing C.E.** (2001): The influence of filter-feeding benthic macroinvertebrates on the transport and deposition of particulate organic matter and diatoms in two streams. *Limnol. Oceanogr.* 46 (5), 1091–1099.

[3051] **Thomas S.A., Newbold J.D., Monaghan M.T., Minshall G.W., Georgian T., Cushing C.E.** (2001): The influence of particle size on the deposition of seston in streams. *Limnol. Oceanogr.* 46 (6), 1415–1424.

[3052] **Giger W., Berg M.** (2001): Arsenhaltiges Grundwasser in Hanoi – Schweizerisch-vietnamesische Forschungspartnerschaft. *Neue Zürcher Ztg. «Forschung und Technik»* Nr. 193, S. 56, 22. August.

[3053] **Muscheler R.** (2000): Nachweis von Änderungen im Kohlenstoffkreislauf durch Vergleich der Radionuklide ^{10}Be , ^{36}Cl und ^{14}C . *Diss. ETHZ* Nr. 13 941, Zürich.

[3054] **Steiner M., Boller M.** (2001): Copper removal in infiltration facilities for stormwater runoff. In: «Advances in Urban Stormwater and Agriculture Runoff Source Control» (Eds. J. Marsalek et al.) Kluwer Academic Publishers, Dordrecht NL, pp. 169–180.

[3055] **Klaus I., Baumgartner C., Tockner K.** (2001): Die Wildflusslandschaft des Tagliamento (Italien, Friaul) als Lebensraum einer artenreichen Amphibiengesellschaft. *Z. Feldherpetologie* 8, 21–30.

[3056] **Burgherr P., Ward J.V., Glatthaar R.** (2001): Diversity, distribution and seasonality of the Simuliidae fauna in a glacial stream system in the Swiss Alps. *Arch. Hydrobiol.* 152 (1), 19–37.

[3057] **Enz C.A., Schäffer E., Müller R.** (2001): Importance of diet type, food particle size and tank circulation for culture of Lake Hallwil whitefish larvae. *North Amer. J. Aquaculture* 63, 321–327.

[3058] **Gerecke A.C., Tixier C., Bartels T., Schwarzenbach R.P., Müller S.R.** (2001): Determination of phenylurea herbicides in natural waters at concentrations below 1 ng l^{-1} using solid-phase extraction, derivatization, and solid-phase microextraction-gas chromatography-mass spectrometry. *J. Chromatogr. A*, 930 (1–2), 9–19.

[3059] **Kohler A., Abbaspour K.C., Fritsch M., Schulin R., van Genuchten M.T.** (2001): Simulating unsaturated flow and transport in a macroporous soil to tile drains subject to an entrance head: model development and preliminary evaluation. *J. Hydrol.* 254, 68–81.

[3060] **Klausen J., Ranke J., Schwarzenbach R.P.** (2001): Influence of solution composition and column aging on the reduction of nitroaromatic compounds by zero-valent iron. *Chemosphere* 44, 511–517.

[3061] **Rieger L., Koch G., Kühni M., Gujer W., Siegrist H.** (2001): The EAWAG bio-P module for the activated sludge model No. 3. *Water Res.* 35 (16), 3887–3903.

[3062] **Abbaspour K.C., Kohler A., Simunek J., Fritsch M., Schulin R.** (2001): Application of a two-dimensional model to simulate flow and transport in a macroporous agricultural soil with tile drains. *Eur. J. Soil Sci.* 52, 433–447.

[3063] **Ziegler F., Johnson C.A.** (2001) The solubility of calcium zincate ($CaZn_2(OH)_6 \cdot 2 H_2O$). *Cement & Concrete Res.* 31 (9), 1327–1332.

[3064] **Steingruber S.M., Friedrich J., Gächter R., Wehrli B.** (2001): Measurement of denitrification in sediments with the ^{15}N isotope pairing technique (^{15}N IPT): A review. *Appl. Environ. Microbiol.* 6 (9), 3771–3778.

[3065] **Volkert M.R., Landini P.** (2001): Transcriptional responses to DNA damage (Review article). *Current Opinions in Microbiol.* 4, 178–185.

[3066] **Baccini P.** (2001): Auf dem Weg nach übermorgen. *Bauland Schweiz. Holcim (Schweiz) AG (Hrsg.)*. S. 11–13.

[3067] **Björck S., Muscheler R., Kromer B., Andresen C.S., Heinemeier J., Johnsen S.J., Conley D., Koc N., Spurk M., Veski S.** (2001): High-resolution analyses of an early holocene climate event may imply decreased solar forcing as an important climate trigger. *Geology* 29 (12), 1107–1110.

[3068] **Acero J.L., Haderlein S.B., Schmidt T.C., Suter M.J.-F., von Gunten U.** (2001): MTBE oxidation by conventional ozonation and the combination ozone/hydrogen peroxide: efficiency of the processes and bromate formation. *Environ. Sci. Technol* 35, 4252–4259.

[3069] **Tillman D.** (2001): Stakeholder analysis in water supply systems. *Diss. ETHZ-Nr. 13 992*. Schrr. Inst. für Hydromechanik und Wasserwirtschaft, ETHZ, Nr. 9. Zurich.

[3070] **Ruckstuhl S., Suter M.J.-F., Giger W.** (2001): Rapid determination of sulfonated naphthalene formaldehyde condensates in aqueous environmental samples using synchronous excitation fluorimetry. *Analyst* 126, 2072–2077.

[3071] **Tillmann D.E.** (2001): Risiko von zuviel Sicherheit. *wasserspiegel* 1, 6–7.

[3072] **Gallard H., von Gunten U.** (2001): Chlorination of natural organic matter: kinetics of chlorination and of THM formation. *Water Res.* 36, 65–74.

[3073] **Rauch W., Krejci V., Frutiger A., Gujer W.** (2001): Generelle Entwässerungsplanung in der Schweiz. *KA Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* 48 (11), 1615–1622.

[3074] **Lloyd G.S., Landini P., Busby S.J.W.** (2001): Activation and repression of transcription initiation in bacteria. In «Regulation of gene expression» (Eds. K.E. Chapman, S.J. Higgins). *Essays in Biochemistry*. 37, Portland Press Ltd., London, pp. 17–31.

- [3075] **Tillman D., Larsen T.A., Pahl-Wostl C., Gujer W.** (2001): Interaction analysis of stakeholders in water supply systems. *Water Sci. Technol.* 43 (5), 319–326.
- [3076] **Kasemir B., Suess A., Zehnder A.J.B.** (2001): The next unseen revolution – pension fund investment and sustainability. *Environment* 43 (9), 8–19.
- [3077] **Binder C., Patzel N.** (2001): Assessing the potential of organic waste recycling through the analysis of rural-urban carbon fluxes. In: «Waste composting for urban and peri-urban agriculture» (Eds. P. Drechsel, D. Kunze) CABI Publishing, Oxon, UK, pp. 141–149.
- [3078] **Bond G., Kromer B., Beer J., Muscheler R., Evans M.N., Showers W., Hoffmann S., Lott-Bond R., Hajdas I., Bonani G.** (2001): Persistent solar influence on North Atlantic climate during the holocene. *Science* 294, 2130–2136.
- [3079] **Gerecke A.C., Canonica S., Müller S.R., Schärer M., Schwarzenbach R.P.** (2001): Quantification of dissolved natural organic matter (DOM) mediated phototransformation of phenylurea herbicides in lakes. *Environ. Sci. Technol.* 35, 3915–3923.
- [3080] **Wagner G., Laj C., Beer J., Kissel C., Muscheler R., Masarik J., Sval H.-A.** (2001): Reconstruction of the paleoaccumulation rate of central Greenland during the last 75 kyr using the cosmogenic radionuclides ^{36}Cl & ^{10}Be and geomagnetic field intensity data. *Earth Planetary Sci. Lett.* 193, 515–521.
- [3081] **Hug S.J., Canonica L., Wegelin M., Gechter D., von Gunten U.** (2001) Solar oxidation and removal of arsenic at circumneutral pH in iron containing waters. *Environ. Sci. Technol.* 35 (10), 2114–2121.
- [3082] **Beer J.** (2001): Sun and climate. *Spatium* 8, 3–19.
- [3083] **Schmidt T.C., Morgenroth E., Schirmer M., Effenberger M., Haderlein S.B.** (2001): Use and occurrence of fuel oxygenates in Europe. In: «Oxygenates in gasoline: environmental aspects» (Eds. A.F. Diaz, D.L. Drogos) Amer. Chem. Soc., ACS Sympos. Ser. No. 799, Washington, DC, Chapter 5, pp. 58–79.
- [3084] **Schlumpf C., Pahl-Wostl C., Schönborn A., Jäger C.C., Imboden D.** (2001): Impacts – an information tool for citizens to assess impacts of climate change from a regional perspective. *Climatic Change* 51, 199–241.
- [3085] **Bührer H., Ambühl H.** (2001): Lake Lucerne, Switzerland a long term study of 1961–1992. *Aquat. Sci.* 63, 432–456.
- [3086] **Ward J.V., Tockner K., Edwards P.J., Kollmann J., Gurnell A.M., Petts G.E., Bretschko G., Rossaro B.** (2000): Potential role of island dynamics in river ecosystems. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27, 2582–2585.
- [3087] **Li Y., Xue H.** (2001): Determination of Cr(III) and Cr(VI) species in natural waters by catalytic cathodic stripping voltametry. *Anal. Chim. Acta* 448, 121–134.
- [3088] **Hug S.J.** (2001): An adapted water treatment option in Bangladesh: solar oxidation and removal of arsenic (SORAS). *Environ. Sci.* 8, 467–479.
- [3089] **Zinn M., Witholt B., Egli T.** (2001): Occurrence, synthesis and medical application of bacterial polyhydroxyalkanoate. *Adv. Drug Delivery Rev.* 53, 5–21.
- [3090] **Robinson C.T., Uehlinger U., Hieber M.** (2001): Spatio-temporal variation in macroinvertebrate assemblages of glacial streams in the Swiss Alps. *Freshwater Biol.* 46, 1663–1672.
- [3091] **Kohler A., Abbaspour K.C., Fritsch M., Schulin R.** (2001): Functional relationship to describe drains with entrance resistance. *J. Irrigation & Drainage Engng.* 127, 355–362.
- [3092] **Power M.E., van der Meer J.R., Harms H., Wanner O.** (2001): Colonization of aerobic biofilms by sulfate-reducing bacteria. *Biofouling* 17, 275–288.
- [3093] **Zah R., Niederöst M., Rinderspacher H., Uehlinger U., Ward J.V.** (2001): Long-term dynamics of the channel network in a glacial flood plain, Val Roseg, Switzerland. *Arctic, Antarctic & Alpine Res.* 33, 440–446.
- [3094] **Escher B.I., Berg M., Mühlemann J., Schwarz M.A.A., Hermens J.L.M., Vaes W.J.J., Schwarzenbach R.P.** (2002): Determination of liposome/water partition coefficients of organic acids and bases by solid-phase microextraction. *Analyst* 127, 42–48.
- [3095] **Carini D., von Gunten U., Dunn I.J., Morbidelli M.** (2001): Modeling ozonation as pre-treatment step for the biological batch degradation of industrial wastewater containing 3-methyl-pyridine. *Ozone Sci. Engng.* 23, 359–368.
- [3096] **Zah R., Uehlinger U.** (2001): Particulate organic matter inputs to a glacial stream ecosystem in the Swiss Alps. *Freshwater Biol.* 46, 1597–1608.
- [3097] **Keller A., Abbaspour K.C., Schulin R.** (2002): Assessment of uncertainty and risk in modeling regional heavy-metal accumulation in agricultural soils. *J. Environ. Quality* 31, 175–187.
- [3098] **Hunziker R.W., Escher B.I., Schwarzenbach R.P.** (2001): pH dependence of the partitioning of triphenyltin and tributyltin between phosphatidylcholine liposomes and water. *Environ. Sci. Technol.* 35, 3899–3904.
- [3099] **Peeters F., Livingstone D.M., Goudsmit G.-H., Kipfer R., Forster R.** (2002): Modeling 50 years of historical temperature profiles in a large Central European lake. *Limnol. Oceanogr.* 47, 186–197.
- [3100] **Bloesch J.** (2002): Integral water protection along the Danube – trite or concept – and how is IAD engaged? *Arch. Hydrobiol.* 141 (1–2) – Suppl. Large Rivers 13 (1–2), 123–128.
- [3101] **Bloesch J.** (2002): The unique ecological potential of the Danube and its tributaries: a report on the 33rd IAD-Conference in Osijek, Croatia, 3–9 Sept. 2000. *Arch. Hydrobiol.* 141 (1–2) – Suppl. Large Rivers 13 (1–2), 175–188.
- [3102] **Uehlinger U.** (2000): Periphyton biomass in an unpredictable environment: exploring the temporal variability with a dynamic model. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27, 3162–3165.
- [3103] **Livingstone D.M.** (2000): Large-scale climatic forcing detected in historical observations of lake ice break-up. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27 (5), 2775–2783.
- [3104] **Volkland H.-P., Harms H., Wanner O., Zehnder A.J.B.** (2001): Corrosion protection by anaerobiosis. *Water Sci. Technol.* 44 (8), 103–106.
- [3105] **Enz C.A., Heller C., Müller R., Bürgi H.-R.** (2001): Investigations on fecundity of *Bythotrephes longimanus* in Lake Lucerne (Switzerland) and on niche segregation of *Leptodora kindtii* and *Bythotrephes longimanus* in Swiss lakes. *Hydrobiologia* 464, 143–151.
- [3106] **Ammann A.A.** (2002): Determination of strong binding chelators and their metal complexes by anion-exchange chromatography and inductively coupled plasma mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* 947, 205–216.
- [3107] **Ohlendorf C., Sturm M.** (2001): Precipitation and dissolution of calcite in a Swiss high Alpine lake. *Arctic, Antarctic & Alpine Res.* 33 (4), 410–417.
- [3108] **Frutiger A.** (2002): The function of the suckers of larval net-winged midges (Diptera: Blephariceridae). *Freshwater Biol.* 47, 293–302.
- [3109] **Burgherr P., Ward J.V.** (2001): Longitudinal and seasonal distribution patterns of the benthic fauna of an Alpine glacial stream (Val Roseg, Swiss Alps). *Freshwater Biol.* 46, 1705–1721.
- [3110] **Hieber M., Robinson C.T., Rushforth S.R., Uehlinger U.** (2001): Algal communities associated with different Alpine stream types. *Arctic, Antarctic & Alpine Res.* 33 (4), 447–456.
- [3111] **Buerge-Weirich D., Hari R., Xue H., Behra P., Sigg L.** (2002): Adsorption of Cu, Cd, and Ni on goethite in the presence of natural groundwater ligands. *Environ. Sci. Technol.* 36 (3), 328–336.
- [3112] **Mettler S., Abdelmoula M., Hoehn E., Schoenenberger R., Weidler P., von Gunten U.** (2001): Characterization of iron and manganese precipitates from an *in situ* groundwater treatment plant. *Ground Water* 39 (6), 921–930.
- [3113] **Beer J.** (2001): Ice core data on climate and cosmic ray changes. Workshop on ion-aerosol-cloud interactions, CERN, Geneva, Switzerland, 18–20 April, pp. 3–11.
- [3114] **Purtschert R., Beyerle U., Aeschbach-Hertig W., Kipfer R., Loosli H.H.** (2001): Palaeowaters from the Glatt Valley, Switzerland. In: «Palaeowaters in coastal Europe: evolution of groundwater since the late pleistocene» (Eds. W.M. Edmunds, C.J. Milne) Geological Society of London. Spec. Publ. Vol. 189, pp. 155–162.
- [3115] **Loosli H.H., Aeschbach-Hertig W., Barbécot F., Blaser P., Darling W.G., Dever L., Edmunds W.M., Kipfer R., Purtschert R., Walraevens K.** (2001): Isotopic methods and their hydrogeochemical context in the investigation of palaeowaters. In: «Palaeowaters in coastal Europe: evolution of groundwater since the late pleistocene» (Eds. W.M. Edmunds, C.J. Milne) Geological Society of London. Spec. Publ. Vol. 189, pp. 193–212.
- [3116] **Hoehn E.** (2001): Exchange processes between rivers and ground waters – the hydrological and geochemical approach. In: «Groundwater ecology» (Eds. C. Griebler et al.) Eur. Commiss. Environment and Climate Programme, pp. 55–68.
- [3117] **Wagner W., Gawel J., Furumai H., Pereira De Souza M., Teixeira D., Rios L., Ohgaki**

- S., Zehnder A.J.B., Hemond H.F.** (2002): Sustainable watershed management: an international multi-watershed case study. *Ambio* 31 (1), 2–13.
- [3118] **Meyer A., Schmidt A., Held M., Westphal A.H., Röthlisberger M., Kohler H.-P., van Berkel W.J.H., Witholt B.** (2002): Changing the substrate reactivity of 2-hydroxybiphenyl 3-monooxygenase from *Pseudomonas azelaica* HBP1 by directed evolution. *J. Biol. Chem.* 277 (7), 5575–5582.
- [3119] **Yang H., Abbaspour K.C., Zehnder A.J.B.** (2001): An analysis of water scarcity-induced cereal grain import. MODSIM 2001, Internat. Congress on Modelling and Simulation, The Australian National University Canberra, Australia, 10–13 December, pp. 1279–1284.
- [3120] **Pianta R., Boller M.** (2001): Bericht über quantitative und qualitative Eigenschaften von Karstquellwasser und dessen Aufbereitung zu Trinkwasser mittels Membrantechnologie. EAWAG, Dübendorf.
- [3121] **Rieger L., Thomann M., Siegrist H., Gujer W.** (2001): Ein praxisnahes Konzept für Online-Messgeräte und Messsonden, VDI-Ber. Nr. 1619, S. 269–306.
- [3122] **Schnabel C., Lopez-Gutierrez J.M., Szidat S., Sprenger M., Wernli H., Beer J., Synal H.-A.** (2001): On the origin of 129I in rain water near Zurich. *Radiochim. Acta* 89, 815–822.
- [3123] **Ziegler F., Gieré R., Johnson C.A.** (2001): Sorption mechanisms of zinc to calcium silicatehydrate: sorption and microscopic investigations. *Environ. Sci. Technol.* 35 (22), 4556–4561.
- [3124] **Johnson C.A., Furrer G.** (2002): Influence of biodegradation processes on the duration of CaCO₃ as a pH buffer in municipal solid waste incinerator bottom ash. *Environ. Sci. Technol.* 36 (2), 215–220.
- [3125] **Müller B., Granina L., Schaller T., Ulrich A., Wehrli B.** (2002): P, As, Sb, Mo, and other elements in sedimentary Fe/Mn layers of Lake Baikal. *Environ. Sci. Technol.* 36 (3), 411–420.
- [3126] **Gallard H., von Gunten U.** (2002): Chlorination of phenols: kinetics and formation of chloroform. *Environ. Sci. Technol.* 36 (5), 884–890.
- [3127] **Binder C., Patzel N.** (2001): Preserving tropical soil organic matter at watershed level. A possible contribution of urban organic wastes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 61, 171–181.
- [3128] **Huisman J.L.** (2001): Transport and transformation processes in combined sewers. Diss ETHZ No. 13 989. Schr. Inst. für Hydromechanik und Wasserwirtschaft Nr. 10, Zurich.
- [3129] **Zika U.** (1999): Factors affecting settlement and post-settlement processes in littoral marine fishes, focusing on *Aidablennius sphynx*. Diss. ETHZ No. 13 241, Zurich.
- [3130] **Hug F.** (2002): Ressourcenhaushalt alpiner Regionen und deren physiologische Interaktionen mit den Tiefländern im Kontext einer nachhaltigen Entwicklung. Diss. ETHZ Nr. 14 540, Zürich.
- [3131] **Wick L.M.** (2002): Adaptation of *Escherichia coli* to glucose-limited growth in chemostats. Diss. ETHZ No. 14 541, Zurich.
- [3132] **Lass S.** (2002): The scent of danger. Chemical signalling and inducible defences in a predator-prey system. Diss. ETHZ No. 14 447, Zurich.
- [3133] **Ruckstuhl S.** (2002): Environmental exposure assessment of sulfonated naphthalene formaldehyde condensates and sulfonated naphthalenes applied as concrete superplasticizers. Diss. ETHZ Nr. 14 477, Zurich.
- [3134] **Monaghan M.T., Spaak P., Robinson C.T., Ward J.V.** (2002): Population genetic structure of three Alpine stream insects: influences of gene flow, demographics, and habitat fragmentation. *J. North Amer. Benthol. Soc.* 21 (1), 114–131.
- [3135] **Landini P., Zehnder A.J.B.** (2002): The global regulatory *hns* gene negatively affects adhesion to solid surfaces by anaerobically grown *Escherichia coli* by modulating expression of flagellar genes and lipopolysaccharide production. *J. Bacteriol.* 184 (6), 1522–1529.
- [3136] **Zeltner C., Lichtensteiger T.** (2002): Thermal waste treatment and resource management – a petrologic approach to control the genesis of materials in smelting processes. *Environ. Engng. Policy* 3, 75–86.
- [3137] **Laj C., Kissel C., Scao V., Beer J., Thomas D.M., Guillou H., Muscheler R., Wagner G.** (2002): Geomagnetic intensity and inclination variations at Hawaii for the past 98 kyr from core SOH-4 (Big Island), a new study and a comparison with existing contemporary data. *Physics of the Earth & Planetary Interiors* 129, 205–243.
- [3138] **Chèvre N., Becker-Van Slooten K., Tardellas J., Brazzale A.R., Behra R., Güttinger H.** (2002): Effects of dinoseb on the life cycle of *Daphnia magna*: modeling survival time and a proposal for an alternative to the no-observed-effect concentration. *Environ. Toxicol. Chem.* 21 (4), 828–833.
- [3139] **Fassnacht B.L., Bloesch J.** (1999): Ephemeropteren- und Plecopterenzönosen von Schnee- und Gletscherschmelzbächen im alpinen Einzugsgebiet der Furkareuss (Kanton Uri). Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt), Tutzing.
- [3140] **Lanci L., Hirt A.M., Lotter A.F., Sturm M.** (2001): A record of holocene climate in the mineral magnetic record of Alpine lakes: Sägistalsee and Hinterburgsee. *Earth Planetary Sci. Lett.* 188, 29–44.
- [3141] **Bangs M., Battarbee R.W., Flower R.J., Jewson D., Lees J.A., Sturm M., Vologina E.G., Mackay A.W.** (2000): Climate change in Lake Baikal: diatom evidence in an area of continuous sedimentation. *Internat. J. Earth Sci.* 89, 251–259.
- [3142] **Teranes J.L., McKenzie J.A., Bernasconi S.M., Lotter A.F., Sturm M.** (1999): A study of oxygen isotopic fractionation during bio-induced calcite precipitation in eutrophic Baldeggersee, Switzerland. *Geochim. Cosmochim. Acta* 63 (13/14), 1981–1989.
- [3143] **Lanci L., Hirt A.M., Lowrie W., Lotter A.F., Lemcke G., Sturm M.** (1999): Mineral-magnetic record of late quaternary climatic changes in a high Alpine lake. *Earth Planetary Sci. Lett.* 170, 49–59.
- [3144] **Teranes J.L., McKenzie J.A., Lotter A.F., Sturm M.** (1999): Stable isotope response to lake eutrophication: calibration of a high-resolution lacustrine sequence from Baldeggersee, Switzerland. *Limnol. Oceanogr.* 44 (2), 320–333.
- [3145] **Lees J.A., Flower R.J., Ryves D., Vologina E., Sturm M.** (1998): Identifying sedimentation patterns in Lake Baikal using whole core and surface scanning magnetic susceptibility. *J. Paleolimnol.* 20, 187–202.
- [3146] **Flower R.J., Batterabee R.W., Lees J., Levina O.V., Jewson D.H., Mackay A.W., Ryves D., Sturm M., Vologina E.G.** (1998): A geopassner project on diatom deposition and sediment accumulation in Lake Baikal, Siberia. *Freshwater Forum, F.B. Assoc.* 16–29.
- [3147] **Lemcke G., Sturm M.** (1997): $\delta^{18}\text{O}$ and trace element measurements as proxy for the reconstruction of climate changes at Lake Van (Turkey) – preliminary results. *NATO ASI Ser. 149* (Eds. H. Nüzhet et al.) Springer-Verlag, Berlin.
- [3148] **Lister G.S., Livingstone D.M., Ammann B., Ariztegui D., Haeberli W., Lotter A.F., Ohlen-dorf C., Pfister C., Schwander J., Schweingruber F., Stauffer B., Sturm M.** (1998): Alpine paleoclimatology. In: «A view from the Alps: regional perspectives on climate change», MIT Press, Cambridge, Mass., pp. 73–169.
- [3149] **von Gunten H.R., Sturm M., Moser R.N.** (1997): 200-year record of metals in lake sediments and natural background concentrations. *Environ. Sci. Technol.* 31 (8), 2193–2197.
- [3150] **Lotter A.F., Merkt J., Sturm M.** (1997): Differential sedimentation versus coring artifacts: a comparison of two widely used piston-coring methods. *J. Paleolimnol.* 18, 75–85.
- [3151] **Salonen V.-P., Grönlund T., Itkonen A., Sturm M., Vuorinen I.** (1995): Geochemical record on early diagenesis of recent baltic sea sediments. *Marine Geology* 129, 101–109.
- [3152] **Beer J., Muscheler R., Wagner G., Laj C., Kissel C., Kubik P.W., Synal H.-A.** (2002): Cosmogenic nuclides during isotope stages 2 and 3. *Quaternary Sci. Rev.* 21, 1129–1139.
- [3153] **Venkatapathy R., Bessingpas D.G., Canonica S., Perlinger J.A.** (2002): Kinetics models for trichloroethylene transformation by zero-valent iron. *Appl. Catalysis B. Environmental* 47, 139–159.
- [3154] **Müller B., Märki M., Dinkel C., Stierli R., Wehrli B.** (2002): *In situ* measurements in lake sediments using ion-selective electrodes with a profiling lander system. *ACS Sympos. Ser. 811* (Eds. M. Taillefert et al.) American Chemical Society, Washington DC, pp. 126–143.
- [3155] **Gremion B., Aristanti C., Wegelin M.** (2002): From theory to practice. In: «Message in a bottle. solar water disinfection» Simavi World Waterfund, Haarlem NL pp. 10–28.
- [3156] **Winder M., Monaghan M.T., Spaak P.** (2001): Have human impacts changed Alpine zooplankton diversity over the past 100 years? *Arctic, Antarctic & Alpine Res.* 33 (4), 467–475.
- [3157] **Escher B.I., Schwarzenbach R.P.** (2002): Mechanistic studies on baseline toxicity and uncoupling of organic compounds as a basis for modeling effective membrane concentrations in aquatic organisms. *Aquat. Sci.* 64, 20–35.

Atelier de travail de l'EAWAG: «Réforme de la gestion des eaux urbaines suisses»

Il existe une tendance mondiale à la libéralisation et à la privatisation des sociétés assurant des services de base et à l'abandon d'une partie des contrôles au marché



Service des eaux potables, Zurich

libre. En Suisse, après la libéralisation des marchés des télécommunications et des transports, c'est la réforme du secteur de l'approvisionnement en eau potable et du traitement des eaux usées qui occupe le centre des débats. Pour cette raison, l'EAWAG a organisé un atelier de travail d'une journée sur le thème de la «Réforme de la gestion des eaux urbaines suisses» qui s'est tenu au grand amphi (AudiMax) de l'EPF de Zurich. C'est sous une forme un peu particulière que cette présentation a été proposée aux plus de 100 participants. Au lieu d'une série de conférences, cette journée était basée sur trois tables rondes composées de personnalités de renom: des directeurs de réseaux de distribution et de stations de traitement des eaux usées, des représentants de conseils municipaux

suisses et étrangers, des représentants d'une société privée de distribution des eaux, des directeurs de services cantonaux et des représentants des ONG.

Les diverses discussions traitèrent des questions centrales suivantes: Quels sont les avantages et les inconvénients des différentes formes d'organisation? La libéralisation des marchés conduit-elle à une plus grande efficacité et flexibilité ou s'agit-il simplement du premier pas vers la privatisation de l'industrie de la gestion des eaux? Peut-on concilier efficacité et écologie? Peut-on créer des structures durables en étendant les systèmes à une échelle régionale?

Vous trouverez des informations sur l'atelier en consultant le site: www.cirus.eawag.ch, ou auprès de Dieter Rothenberger, tél. +41 41 349 21 82 ou dieter.rothenberger@eawag.ch

Fischnetz: La dernière phase

Le projet «Fischnetz» qui étudie les causes de la baisse de capture des poissons et du déclin de la santé des poissons dans les eaux suisses, entre dans sa phase finale. 35 des 75 sous-projets initiés à ce jour sont arrivés à leur terme. Certains résultats ont été présentés au 4^{ème} séminaire spécialisé du «Fischnetz» qui s'est tenu en avril 2002 à Fribourg. Le colloque a attiré pas moins de 170 personnes, dont des représentants de 22 cantons et de 5 offices fédéraux. Parmi les thèmes abordés sont: le colmatage des fonds, les effets des perturbateurs endocriniens et les perturbations de la reproduction en passant par la comparaison des alevinages et du frai naturel. Sur la base de résultats préliminaires, six nouveaux sous-projets ont été amorcés qui traitent de questions telles que l'établissement de corrélations entre facteurs environnementaux et caractéristiques régionales ou l'élaboration d'un modèle de populations. La rédaction du rapport final a d'autre part été entamée. Le document résumera les résultats du projet dans un souci d'application pratique et comprendra un catalogue de mesures envisageables pour améliorer la situation. Un colloque de clôture ouvert au public est prévu pour novembre 2003.

Pour plus d'informations sur l'avancement actuel du projet «Fischnetz», consultez le site: www.fischnetz.ch

Commission Consultative de l'EAWAG: un nouveau membre



Depuis janvier 2002, la Commission Consultative de l'EAWAG compte un nouveau membre en la personne du Dr **Ursula Brunner**. En tant qu'avocate spécialisée en droit de l'environnement, droit public et droit administratif, elle est associée à un cabinet d'avocats. Ses activités dans le domaine de la protection de l'environnement sont nombreuses: elle est coauteur du Commentaire

relatif à la Loi sur la Protection de l'Environnement, membre de l'équipe rédactionnelle du «Droit de l'environnement dans la pratique» et a été un membre actif siégeant au Conseil de l'Association pour le Droit de l'Environnement. Ursula Brunner a enseigné de plus le droit de l'environnement au niveau post-diplôme et a assumé le rôle d'expert dans le Programme Prioritaire Suisse «Environnement» lancé en 1992 par le Fond National Suisse de la Recherche Scientifique.

Aquatic Sciences: Relance du journal

La revue «Aquatic Sciences» connaît un nouveau lancement avec le volume 64. C'est le début d'une nouvelle ère dans



Y. Uhlir, EAWAG

La rédactrice en chef Barbara Sulzberger (EAWAG) et deux représentants des Editions Birkhäuser présentent le «nouvel» Aquatic Sciences.

l'évolution du journal qui se présente avec une toute nouvelle conception, une nouvelle rédactrice en chef et une rédaction internationale. «Aquatic Sciences – Research Across Boundaries» traite tout ce qui concerne les systèmes aquatiques naturels et leur perturbation par les activités humaines, la palette des travaux présentés allant d'études mécanistiques basées sur des techniques de biologie moléculaire à des recherches à l'échelle des écosystèmes. Vous êtes vivement invités à soumettre vos articles de recherche et de synthèse.

Pour plus d'informations: www.eawag.ch/publications/aquatic_sciences