

Eawag News



Spécial

Biodiversité aquatique: une richesse oubliée ?

Biodiversité : faits, mythes et perspectives 4

Diversité fonctionnelle dans l'épuration des eaux 15

Espèces invasives – trublions de la diversité ? 22



Jukka Jokela, membre de l'état-major de l'Eawag, est professeur d'écologie aquatique à l'EPF de Zurich.

Une situation alarmante – l'agonie silencieuse au fond des eaux

14 mille milliards (14 000 000 000 000) d'euros par ans. Tels sont, selon une nouvelle estimation de l'Union européenne*, les coûts qui seront engendrés par l'érosion de la biodiversité dans l'année 2050 si elle se poursuit au même rythme qu'actuellement. Ces pertes correspondent à plus d'un demi million de francs Suisse pour chaque minute des quatre prochaines décennies – une somme colossale qui devra en grande partie être assumée par les contribuables du monde entier.

La valeur réelle de la biodiversité est cependant beaucoup plus élevée que ces estimations. Car une fois perdue, rien ne permettra de la racheter. Les enjeux de la biodiversité dépassent donc largement le cadre de la disparition des espèces. La valeur de la diversité biologique se mesure à l'aune des prestations des écosystèmes – les matières premières, l'eau potable, les denrées alimentaires, l'air pur, la « nature » – que nous considérons comme allant de soi mais sans lesquelles nous ne pourrions survivre. L'érosion de la biodiversité prive les générations futures d'un capital qui leur est dû et les exposera à de très grandes difficultés. Les écosystèmes aquatiques sont atteints avec une gravité sans précédent du fait de leur grande diversité biologique naturelle.

La Suisse n'est pas épargnée par la crise mondiale de la biodiversité. Bien que l'on dispose d'encore peu de données, il est déjà certain que la diversité biologique des milieux aquatiques suisses a fortement chuté. Les raisons de cette régression sont complexes: destruction et fragmentation des habitats, pollution, invasions biologiques, conflits d'intérêts et politique du court terme. Ce n'est donc pas entreprise facile que de stopper l'érosion de la biodiversité. Ce qu'il nous faut, c'est une stratégie durable de gestion de la biodiversité qui assure une coordination serrée sur les plans politique, scientifique et économique et entretienne un débat soutenu et continu à l'échelle nationale et internationale. D'autre part, il est impératif d'analyser les raisons pour lesquelles

les objectifs des résolutions prises pour la préservation de la diversité biologique n'ont pas été atteints.

Grâce, notamment, à une prise de conscience croissante de la part de l'opinion publique, les choses sont enfin en train de bouger. Ainsi, la Suisse travaille à l'élaboration d'une stratégie nationale de protection de la biodiversité qui devrait encore pouvoir être présentée au Parlement en cette année internationale de la diversité biologique. D'autre part une modification de la législation, notamment de la loi fédérale sur la protection des eaux, est prévue pour 2011. Ces adaptations ont été motivées par l'initiative parlementaire « Protection et utilisation des eaux » et seront suivies d'importants projets de revitalisation fluviale qui profiteront également à la biodiversité. Il va maintenant s'agir de mettre en œuvre les moyens disponibles avec discernement et efficacité, de définir les priorités d'action et d'entamer pour cela un important processus de concertation avec tous les milieux concernés. La Suisse a les potentialités requises pour jouer un rôle d'avant-garde dans le cadre de cet enjeu planétaire. En sa position d'Institut fédéral de recherche sur l'eau, l'Eawag est aux premières loges.

* Braat L., ten Brink P. (2008): The cost of policy inaction – the case of not meeting the 2010 biodiversity target. Etude réalisée sur mandat de la Commission européenne, rapport final.

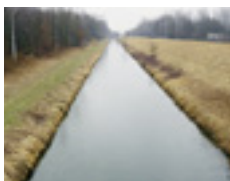
Sommaire

Spécial : Biodiversité aquatique – une richesse oubliée ?

4 Biodiversité: faits, mythes et perspectives

Les lacs, cours d'eau et zones humides sont des écosystèmes particulièrement riches en espèces. Mais cette diversité est extrêmement menacée et il est urgent d'engager des mesures de protection efficaces.

8 La diversité des habitats et la richesse spécifique



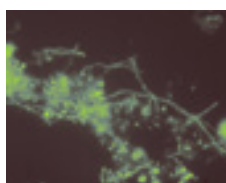
Les cours d'eau suisses ont été profondément altérés par des aménagements multiples. Or la monotonie et la fragmentation des milieux par les seuils et barrages portent atteinte à la biodiversité.

Comment alors favoriser la richesse en espèces, notamment chez les poissons ?

12 Biodiversité microbienne: une richesse cachée

Lorsqu'on parle de biodiversité, on pense généralement aux organismes vivant à notre échelle. Mais la diversité des microorganismes surpasse en effet très souvent celle des organismes supérieurs. La diversité microbienne aquatique mérite-t-elle donc davantage d'attention ?

15 Diversité fonctionnelle dans l'épuration des eaux



La variabilité des charges polluantes est l'une des difficultés de l'épuration des eaux. Une forte biodiversité constitue-t-elle un avantage et serait-il alors nécessaire d'étendre sa protection aux stations d'épuration ?

18 Apparition et disparition de la diversité spécifique

La diversité spécifique ne peut être préservée que par le maintien d'un équilibre dynamique entre apparition et disparition des espèces. Or les altérations de l'environnement ne provoquent pas uniquement l'extinction d'espèces mais empêchent aussi leur formation.

22 Espèces invasives – trublions de la diversité ?



Lorsqu'elles deviennent invasives, les espèces exogènes sont une des principales causes de régression de la biodiversité locale. Aujourd'hui, la génétique moderne aide à l'identification des nouvelles venues.

25 Facteurs environnementaux et dynamique planctonique

Les puces d'eau (*Daphnia spec.*) réagissent de manière très sensible aux modifications de leur environnement. Elles constituent donc des modèles de choix pour la recherche.

28 Une stratégie de la biodiversité pour la Suisse



L'Office fédéral de l'environnement travaille actuellement à l'élaboration d'une stratégie nationale pour le maintien et le développement de la biodiversité. Son objectif est la conservation à long terme de la biodiversité et de ses services écosystémiques.

Divers

31 Publications

35 Notes

eawag
aquatic research

Editeur, Distribution: Eawag, Case postale 611, 8600 Dübendorf, Suisse, Tél. +41 (0)44 823 55 11, Fax +41 (0)44 823 53 75, www.eawag.ch

Rédaction: Martina Bauchowitz, Eawag

Collaboration: Annalaura Tropeano, Eawag (Rubrique «Notes»)

Traductions: Laurence Frauenlob-Puech, D-Waldkirch

Conseiller linguistique: Fabrice Combes, F-Marseille

Copyright: reproduction possible après accord avec la rédaction.

Copyright des Photos: Eawag (sauf mention contraire)

Parution: 2 fois par ans en français, allemand et anglais. Production chinoise en coopération avec INFOTERRA China National Focal Point.

Figures: Peter Nadler, Fällanden

Maquette: TBS Identity, Zurich

Graphisme: Peter Nadler, Fällanden

Impression: sur papier recyclé

Abonnements et changement d'adresse: les nouveaux abonné(e)s sont les bienvenu(e)s! eawag.news@eawag.ch

ISSN 1420-3928

Biodiversité aquatique – une richesse oubliée?



Mark Gessner, biologiste et chef du groupe Ecosystèmes du département d'Ecologie aquatique de l'Eawag, est membre du Forum Biodiversité Suisse en 2008 après avoir participé au programme international sur les sciences de la biodiversité Diversitas de 2004 à 2008.

Biodiversité : faits, mythes et perspectives

Les lacs, cours d'eau et zones humides sont des écosystèmes particulièrement riches en espèces. Mais cette diversité est extrêmement menacée et il est urgent d'engager des mesures de protection efficaces. Toutefois, seule une approche intégrée et globale a une réelle chance de succès. Par ses projets actuels de révision de la loi fédérale sur la protection des eaux et d'élaboration d'une stratégie de la biodiversité, la Suisse est sur la bonne voie.

La carrière de la biodiversité a connu une ascension particulièrement rapide. Alors qu'il n'est né qu'au milieu des années 1980 (cf. encadré), ce terme est aujourd'hui couramment employé aussi bien dans le monde politique que dans le débat public. Le succès universel du concept de biodiversité s'explique en grande partie par le fait qu'il est né dans la crise. On estime que les taux d'extinction actuels sont de 100 à 1000 fois supérieurs aux taux enregistrés dans les temps géologiques, y compris dans les phases d'extinction massive comme celle qui fut fatale aux dinosaures, parmi de nombreuses autres espèces, il y a 65 millions d'années. La crise a très rapidement généré à la fin des années 1980 un processus politique qui a abouti à la Convention des Nations Unies sur la Diversité Biologique de 1993. Jusqu'à présent, cette convention a été signée par 193 pays mais la crise est loin d'être surmontée.

La diversité biologique des milieux aquatiques – étonnement riche et particulièrement menacée. Les lacs, cours d'eau et marais ne recouvrent qu'une infime partie de la surface terrestre (0,3 %). Même en Suisse, le château d'eau de l'Europe centrale, cette proportion dépasse à peine 4 % de la surface du pays. Le volume relatif de ces masses d'eau est tout aussi insignifiant (< 0,001 % du volume total ou 0,3 % de l'eau douce) puisque 97 % de l'eau disponible sur la Terre se trouve dans les mers et océans et les 3 % restants presque entièrement dans les glaciers, névés et nappes souterraines. On serait donc tenté de penser que les lacs, rivières et marais contribuent également très peu à la diversité spécifique mondiale. Il n'en est rien. Près de 40 % des quelque 30 000 espèces piscicoles reconnues vivent en eau douce. Ces milieux abritent donc 20 % de la totalité des vertébrés de la planète ou 33 % de tous les vertébrés si les autres espèces inféodées aux milieux aquatiques (notamment les amphibiens) sont ajoutées aux poissons. Le nombre d'invertébrés des milieux dulçaquicoles est tout aussi impressionnant puisqu'il s'élèverait à plus de 100 000 espèces actuellement connues. Avec les vertébrés, ils représentent près de 10 % de la totalité des espèces animales de la planète. La densité spécifique moyenne des lacs, cours d'eau et zones humides, c'est-à-dire le nombre d'espèces par unité de surface, dépasse donc d'un à deux ordres de grandeur celle des milieux terrestres et marins.

Du fait de cette concentration d'espèces, de l'importance économique et sociale des ressources aquatiques pour l'humanité et du caractère relativement isolé des eaux continentales, cette biodiversité aquatique est particulièrement menacée. Malgré les efforts de ces dernières années, on dispose encore assez peu de données exactes sur les changements de densité des populations et la disparition des espèces aquatiques. Sur la Liste rouge des espèces menacées de l'UICN, l'Union internationale pour la conservation de la nature, le nombre d'espèces dulçaquicoles est passé de 2000 à plus de 6000 au cours des sept dernières années. Ces chiffres reflètent cependant davantage l'augmentation des espèces et régions étudiées que des modifications démographiques réelles. Toutefois, des estimations nord-américaines font état de taux d'extinction nettement supérieurs en eau douce que dans les milieux terrestres et marins (Fig. 1) [1]. De même, le Living Planet Index 2008 du WWF (World Wildlife Fund) confirme ce constat même s'il n'est malheureusement pas conforme aux normes scientifiques actuelles en matière de description de la méthodologie adoptée. Il indique ainsi une tendance régressive nettement plus forte pour les populations d'eau douce que pour les écosystèmes marins ou terrestres depuis le début des années 1980. Le groupe d'organismes aquatiques le mieux étudié est celui des poissons (cf. article d'Ole Seehausen, p. 18). Contrairement aux oiseaux, ils ne déplorent de pertes significatives d'espèces que depuis la fin du XIX^e siècle, époque qui fut marquée

La biodiversité ne se limite pas aux espèces

D'après la Convention des Nations Unies, la diversité biologique ou biodiversité comprend :

- ▶ la diversité spécifique : richesse de tous les êtres vivants ;
- ▶ la diversité génétique : variété du patrimoine génétique ;
- ▶ la diversité habitationnelle : variété des habitats ;
- ▶ la diversité fonctionnelle : diversité des fonctions assurées par les êtres vivants, les habitats et les informations génétiques dans l'environnement et pour les sociétés humaines.

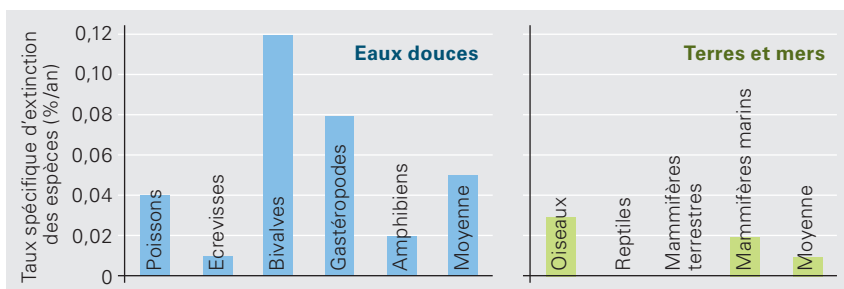


Fig. 1 : Les taux d'extinction sont nettement plus élevés en eau douce que dans les milieux marins et terrestres (d'après [1]).

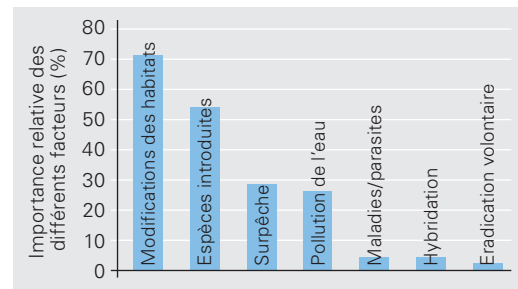


Fig. 2 : Les facteurs de régression de la biodiversité sont multiples (d'après [3]).

par une profonde altération morphologique des lacs, cours d'eau et zones humides. Il y a eut en effet d'importants projets d'aménagement hydraulique comme la correction des eaux du Jura réalisée en Suisse entre 1868 et 1891. Suivant l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), 8 des 55 espèces piscicoles de l'espace helvétique ont disparu depuis cette époque (cyclostomes compris et corégones rassemblés en une seule espèce), en majorité des espèces présentant des exigences habitationnelles et un comportement migratoire complexes.

Causes anthropiques de l'érosion de la biodiversité. Les facteurs à l'origine de la régression de la biodiversité aquatique sont multiples (Fig. 2) [2, 3]. Mais exception faite des changements climatiques et de certaines introductions d'espèces exotiques, ils sont tous liés à l'exploitation et à l'utilisation des milieux aquatiques et riverains par l'homme. La dégradation des eaux par les effluents domestiques, nutriments et autres substances polluantes (cf. article de Piet Spaak, p. 25) a fortement reculé dans les pays industrialisés. Pourtant, elle reste un problème dans bien des endroits, même en plein cœur de l'Europe, du fait d'un manque d'infrastructures, de moyens financiers ou simplement de l'ignorance face à une augmentation continue du nombre et des quantités de composés synthétiques produits et relâchés dans l'environnement. Si elle joue un rôle secondaire en Europe, la surexploitation des milieux aquatiques reste un facteur important de perturbation dans de nombreuses régions du monde, notamment en Asie, mais aussi dans des zones tropicales d'autres continents.

L'altération souvent massive du régime hydrologique des systèmes aquatiques est une cause de régression largement répandue et particulièrement significative en Suisse. Pour les rivières et leurs zones alluviales, le problème est maintenant reconnu même s'il est loin d'être résolu du fait des intérêts souvent contradictoires en jeu (hydroélectricité, occupation du sol etc.). En revanche, les gestionnaires des eaux commencent à peine à prendre conscience des effets de la pratique fort répandue de régulation du niveau des lacs sur la biodiversité des milieux riverains. Or, les modifications du régime hydrologique impliquent nécessairement une destruction d'habitats. Elles sont souvent liées à des aménagements hydrauliques ou des constructions diverses – ouvrages dans et en bordure des rivières comme les barrages, digues, centrales au fil de l'eau, busages ou seuils mais aussi urbanisation

des rives et des zones alluviales – qui constituent un des problèmes majeurs de l'érosion de la biodiversité (cf. article de Martina Bauchowitz, p. 8). Toutefois, indépendamment des efforts de revitalisation des cours d'eau, le manque de concepts adaptés et plébiscités par la population s'oppose encore à l'élaboration de solutions de conservation véritablement axées sur la biodiversité et ce, aussi bien en Suisse que dans d'autres pays industrialisés. Dans le canton de Zurich, par exemple, 27 % des 3615 kilomètres de linéaire sont sous tuyau. De nombreux ouvrages hydrauliques provoquent une fragmentation longitudinale des cours d'eau et une déconnexion de l'écoulement principal de surface avec les zones alluviales et parfois même avec la nappe phréatique. Les conséquences de ces perturbations sur la biodiversité peuvent largement dépasser le cadre local.

Les néozoaires et néophytes, c'est-à-dire les espèces animales et végétales exogènes volontairement ou involontairement introduites dans des environnements où elles n'existaient pas auparavant, ne sont pas automatiquement une calamité. Mais lorsqu'ils prolifèrent, ils peuvent constituer une menace grave pour la biodiversité des milieux aquatiques touchés (cf. article de Kirstin Kopp, p. 22). De tels effets ont été observés sur tous les continents. Il est cependant un mythe que ces espèces ne peuvent se développer efficacement que dans les milieux perturbés par l'homme. Ainsi, dans une forêt vierge de Papouasie Nouvelle-Guinée, trois espèces de poisson introduites ont évincé en quelques années sept des neuf espèces indigènes et réduit à quelques pour cent l'abondance des deux espèces restantes (Fig. 3) [4]. De par sa situation continentale, la Suisse est moins exposée aux invasions biologiques que d'autres pays. Mais à la faveur de l'important réseau de voies navigables mis en place dans toute l'Europe et de mauvaises décisions politiques telles que la construction du canal Rhin-Main-Danube, les espèces envahissantes déjà présentes ailleurs sont de plus en plus nombreuses à atteindre les eaux suisses. Jusqu'à présent, ce danger n'a pas encore été perçu à sa juste mesure.

Enfin, les changements climatiques viennent se greffer sur les autres facteurs de régression de la biodiversité. En effet, ils auront une influence croissante non seulement sur le régime hydrologique et thermique des hydrosystèmes mais aussi sur les paramètres biogéochimiques (saturation en oxygène par ex.) et les interactions entre organismes. Pour la Suisse, le fait que des perturbations soient également attendues à des altitudes jusqu'à

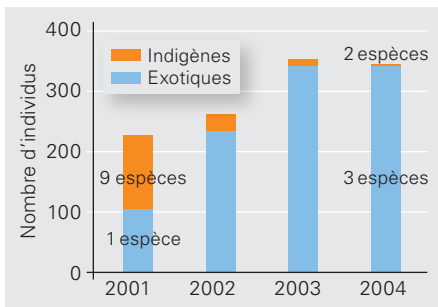


Fig. 3 : Dans une petite rivière d'une forêt vierge de Papouasie Nouvelle-Guinée, trois espèces de poisson introduites ont évincé sept des neuf espèces indigènes en quelques années seulement (d'après [4]).

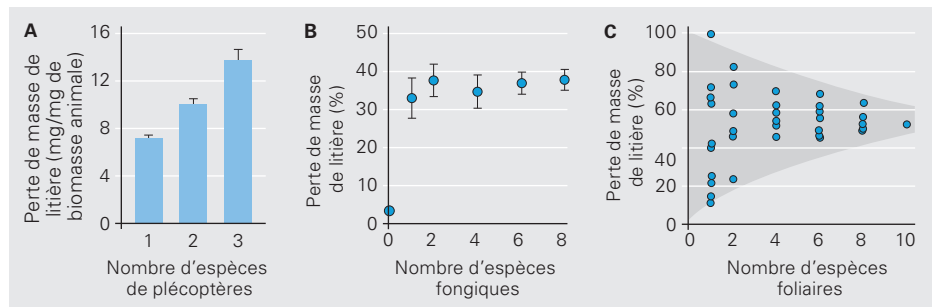


Fig. 4 : Conséquences des modifications de la biodiversité sur la décomposition des litières, un processus fondamental des écosystèmes fluviaux. A : Lorsque le nombre d'espèces de plécoptères déchetteurs passe de 1 à 3, la vitesse de décomposition des feuilles augmente (d'après [8]). B : En revanche, la vitesse de décomposition des feuilles n'est pas influencée par la richesse en espèces de champignons décomposeurs (d'après [7]). C : La baisse de variabilité de la vitesse de décomposition qui accompagne l'augmentation du nombre d'essences composant la litière (c'est-à-dire la diversité de la végétation riveraine) illustre bien la fonction d'assurance de la biodiversité (d'après [9]).

présent largement soustraites aux influences anthropiques aura des implications sensibles.

La biodiversité aquatique est-elle utile? Le concept des services écosystémiques. Dans nos cultures occidentales, la préservation de la biodiversité et de son potentiel de développement est une obligation morale et éthique et donc un devoir sociétal. Mais au-delà de ces considérations, la question de l'intérêt direct de la biodiversité pour les individus et les sociétés humaines se pose aussi. L'approche des services écosystémiques, telle qu'elle a été présentée dans le rapport de l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire lancée par le programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE), offre un cadre conceptuel pour répondre à cette question. Elle distingue quatre catégories de services écologiques rendus par les écosystèmes :

- ▶ *Services d'approvisionnement* : eau propre, ressources alimentaires (poissons, etc.), ressources médicinales.
- ▶ *Services de régulation* : autoépuration de l'eau, amélioration de la qualité de l'eau en général, atténuation des crues, sécheresses et extrêmes thermiques, stockage du carbone organique.
- ▶ *Services culturels* : récréation, esthétique, contentement spirituel et autres valeurs émotionnelles. Pour le pays touristique qu'est la Suisse, ces services sont souvent directement convertibles en valeurs monétaires.
- ▶ *Services de support* : processus écosystémiques tels que la production de biomasse, la décomposition de la matière organique et autres contributions aux cycles biogéochimiques qui sont souvent exclusivement le fait des microorganismes (cf. article de Helmut Bürgmann, p. 12) et qui constituent la base des trois autres types de fonctions des écosystèmes.

La biodiversité source de synergies? Etant donné l'importance fondamentale des processus écosystémiques, la question de savoir si la biodiversité influence leurs taux a suscité beaucoup de recherches ces dernières années. L'Eawag s'est également penché sur ce thème [5, 6]. Différentes études ont montré que dans certains cas les taux sont effectivement influencés par la richesse

spécifique (Fig. 4A). Mais dans l'état actuel de nos connaissances, il semble erroné de conclure que les taux de processus dépendent impérativement de la biodiversité (Fig. 4B). Toutefois, les résultats obtenus jusqu'à présent doivent être considérés avec prudence étant donné que la plupart des études ont été réalisées à l'échelle expérimentale sur des modèles extrêmement simplifiés et que les effets de synergie sembleraient jouer un rôle important le plus souvent dans les systèmes plus complexes. Les recherches devraient donc être poursuivies dans deux directions : d'une part pour analyser de systèmes expérimentaux de plus en plus réalistes, d'autre part dans le but de mettre en évidence les relations cruciales entre taux de processus et services écosystémiques directement profitables aux sociétés humaines.

La fonction d'assurance de la biodiversité. En plus de leur rendement, la variabilité des processus vis-à-vis des modifications environnementales a une forte influence sur leur utilité pour l'homme. Plus la diversité spécifique ou génétique est grande, plus il est probable que certaines espèces ou génotypes réagissent différemment face à un changement des conditions du milieu. Ce principe peut également être pertinent dans les systèmes techniques comme les traitements d'épuration des eaux (cf. article d'Eberhard Morgenroth, p. 15). D'un autre côté, plus cette richesse est grande, plus il est probable que le rôle joué dans un écosystème par des espèces ou génotypes disparus puisse être assuré par d'autres espèces ou génotypes encore présents. Le mécanisme fondamental à la base de cette fonction d'assurance est ce qu'on pourrait appeler un effet de portefeuille [7, 9]. Il est basé sur le principe que les fluctuations de cause exogène des performances des processus écologiques assurés par certaines espèces ou certains génotypes sont plus rapidement contrebalancées dans les écosystèmes présentant une forte diversité (Fig. 4C). Par analogie avec les marchés financiers, une communauté diverse d'espèces ou une population diversifiée génétiquement ne réalise pas de gains spectaculaires (forte activation des processus) mais n'enregistre pas non plus de pertes catastrophiques (effondrement des processus). Nous avons pu

démontrer de façon empirique la réalité de ce phénomène dans plusieurs études réalisées avec des microorganismes et des communautés végétales riveraines [7, 9]. Il ressort très nettement de ces observations que l'effet de portefeuille accroît la fiabilité des systèmes à un niveau de performance moyen. Elles n'indiquent en aucun cas qu'une forte biodiversité induit automatiquement une meilleure performance dans une situation donnée.

Que nous réserve l'avenir? Etant donné les prévisions concernant la croissance démographique mondiale, l'augmentation du niveau de vie de couches de plus en plus importantes de la population et la multiplication des conflits d'intérêt autour des ressources et des milieux aquatiques, les perspectives de conservation de la biodiversité aquatique sont peu réjouissantes. Dans le cadre d'une collaboration transdisciplinaire entre le programme international sur les sciences de la biodiversité *Diversitas* et le *Global Water Systems Project (GWSP)*, nous avons commencé à considérer la situation globale de l'eau et des milieux aquatiques sous le double angle de la sécurité de l'eau pour l'homme et pour la biodiversité à un niveau de résolution spatiale non encore égalé. Comme on pouvait s'y attendre, notre analyse montre que les investissements réalisés par les pays développés dans leurs infrastructures assurent l'approvisionnement en eau pour les besoins humains. Mais elle révèle également que ces investissements peuvent avoir des effets négatifs sur la biodiversité (constructions hydrauliques par ex.) ou ne sont bénéfiques qu'à court terme. Force est donc de conclure qu'une protection efficace de la biodiversité exige un changement radical de mentalité dans l'ensemble du domaine de la gestion des eaux comme il s'est déjà amorcé dans celui de la protection contre les crues.

2010: tout le monde parle de biodiversité mais les actes ont du mal à suivre. En cette année 2010 déclarée Année internationale de la diversité biologique par les Nations unies, le thème de la biodiversité est revenu en force sur le devant de la scène politique et médiatique. Mais cette popularité ne doit pas faire oublier que l'objectif fixé par l'ONU de réduire significativement la perte de biodiversité d'ici 2010 est loin d'avoir été atteint [10]. Et un report de l'échéance à 2020 s'avèrera vain si les problèmes fondamentaux qui perdurent à de nombreux niveaux ne sont pas tout d'abord résolus. La première pierre d'achoppement est le manque de prise de conscience de la crise au niveau de l'opinion publique mais aussi des professionnels. Même dans les milieux spécialisés, la gravité des atteintes déjà portées à la biodiversité aquatique est sans doute souvent sous-estimée. Est-ce là la raison pour laquelle le Parlement suisse n'a décidé de l'élaboration d'une stratégie nationale de la biodiversité qu'en 2008, bien après d'autres pays européens? Une telle stratégie complétée par un calendrier clairement défini devrait permettre entre autre de combler le déficit d'informations qui perdure encore même dans des pays bien étudiés comme la Suisse. Il est donc particulièrement important de mettre en place des systèmes solides permettant de cerner – au niveau scientifique – la gravité, les causes et les conséquences des pertes de biodiversité pour ensuite élaborer une stratégie de gestion efficace de l'eau. Une telle approche im-

plique la prise en compte du bassin versant en tant qu'unité spatiale de référence dans les procédures de délimitation des zones de protection des habitats aquatiques et terrestres. Bien entendu, des moyens financiers considérables seront nécessaires. Mais ce dont la biodiversité a le plus besoin, c'est d'une volonté réelle au sein de la société pour engager les changements fondamentaux indispensables à sa protection. Seule cette volonté permettra de définir de nouvelles priorités pour que la biodiversité aquatique occupe enfin la place qu'elle mérite dans les plans d'aménagement « intégré » du territoire.

Suite à sa richesse hydrologique, à sa topographie et à sa position charnière entre plusieurs régions biogéographiques, il incombe à la Suisse une responsabilité particulière envers les milieux aquatiques et leur biodiversité. Un rapport définissant la stratégie suisse de la biodiversité doit être déposé devant le Parlement au milieu de cette année 2010 (cf. article d'Evelyne Marendaz Guignet, p. 28). Ainsi, nous avons une chance de faire de la préservation et de la promotion de la biodiversité une mission clé à travers les secteurs de gestion et les domaines publics et privés de notre société. De même, les modifications de la législation qui doivent entrer en vigueur en 2011 suite à l'initiative parlementaire « Protection et utilisation des eaux » et qui prévoient une large extension des projets de revitalisation fluviale sont un pas important dans la bonne direction. Toutefois, les chances de succès de ces nouveaux instruments dépendront de façon décisive des possibilités d'action globales et concertées au-delà des considérations sectorielles. ○ ○ ○

- [1] Ricciardi A., Rasmussen J.B. (1999): Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology* 3, 1220–1222.
- [2] Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., et al. (2006): Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81, 163–182.
- [3] Harrison I.J., Stiassny M.L.J. (1999) The quiet crisis: A preliminary listing of freshwater fishes of the World that are either extinct or «missing in action». In R.D.E. MacPhee (ed.) *Extinctions in Near Time: Causes, Contexts, and Consequences*. Plenum Press, New York, 271–331.
- [4] Dudgeon D., Smith R.E.W. (2006): Exotic species, fisheries and conservation of freshwater biodiversity in tropical Asia: the case of the Sepik River, Papua New Guinea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16, 203–215.
- [5] Gessner M.O., Swan C.M., Dang C.K., et al. (2010): Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology and Evolution* 25, 372–380.
- [6] Harmon L.J., Matthews B., Des Roches S., et al. (2009): Evolutionary diversification in stickleback affects ecosystem functioning. *Nature* 458, 1167–1170.
- [7] Dang C.K., Chauvet E., Gessner M.O. (2005): Magnitude and variability of process rates in fungal diversity-litter decomposition relationships. *Ecology Letters* 8, 1129–1137.
- [8] Jonsson M., Malmqvist B. (2000): Ecosystem process rate increases with animal species richness: Evidence from leaf-eating, aquatic insects. *Oikos* 89, 519–523.
- [9] Lecerf A., Risnoveanu G., Popescu C., Gessner M.O., Chauvet E. (2007): Decomposition of diverse litter mixtures in streams. *Ecology* 88, 219–227.
- [10] Butchart S.H.M., Walpole M., Collen B. et al. (2010): Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328, 1164–1168.

La diversité des habitats et la richesse spécifique

Les cours d'eau suisses ont été profondément altérés par des aménagements et endiguements multiples. Bien souvent, ils sont réduits à des milieux monotones fragmentés par de nombreux seuils et barrages. Or justement, les écosystèmes morphologiquement diversifiés comme les rivières ramifiées et les zones alluviales constituent des hotspots de biodiversité. Comment alors favoriser la diversité biologique, en particulier de la faune piscicole ? Nous avons interrogé sur ce sujet Armin Peter, expert en écologie des poissons d'eau douce, et Klement Tockner, spécialiste des zones alluviales.

Klement Tockner n'en revenait pas : lorsque dans ses multiples cours et conférences, il demandait aux écoliers et lycéens s'ils préféreraient l'aspect d'une rivière naturelle ou d'un cours d'eau corrigé, la plupart des jeunes optait pour le chenal endigué. « Ils tendent à apprécier ce qu'ils connaissent et dont la symétrie et la pureté des lignes correspond à leur sens de l'esthétique », estime-t-il. La perception des jeunes n'est pas si étonnante si l'on considère en effet que le réseau autrefois si diversifié des fleuves et rivières suisses a été profondément modifié au cours des derniers siècles. Lorsque, par contre, Klement Tockner présentait les photos des deux types de cours d'eau après avoir parlé de la valeur et des fonctions de ces milieux et expliqué toute l'importance de la diversité des habitats, le choix était inversé. Les jeunes comprennent donc très vite que l'état morphologique d'un cours d'eau a une influence sur les communautés aquatiques. Cette relation concerne particulièrement la faune piscicole : plus un cours d'eau

est monotone, plus sa diversité est faible, complète Armin Peter. « Les poissons sont de bons indicateurs ».

La plaine alluviale du Val Roseg – une des rares plaines d'inondation naturelles de Suisse. On considère à l'heure actuelle que seuls 54 % des cours d'eau suisses sont dans un état proche de leur état naturel. L'objectif des grands travaux de correction des fleuves et rivières était de gagner des terres pour l'agriculture et l'habitat humain, d'assurer une protection des populations contre les crues et d'exploiter la force hydraulique à des fins énergétiques. Pour répondre à ces besoins, les cours d'eau ont été canalisés et partiellement mis sous tuyau, ce qui a considérablement raccourci la longueur d'écoulement tout en réduisant la largeur du chenal (cf. encadré, p. 10). D'autre part, le busage des rivières pour le passage sous les routes a fortement contribué à la fragmentation de l'écosystème fluvial. De nombreux cours d'eau ainsi régulés ont réagi à ces contraintes par un creusement de leur lit et ont été stabilisés par un arsenal de seuils de fond et d'ouvrages transversaux. Certains grands fleuves européens ont même été spécifiquement creusés pour les besoins de la navigation fluviale. « Aujourd'hui, il est difficile de trouver des cours d'eau naturels en Suisse et en Europe. C'est pourquoi nous considérons comme une chance particulière de pouvoir travailler sur l'Ova da Roseg en Haute-Engadine », explique Klement Tockner qui, en son temps de chercheur à l'Eawag, avait participé à un projet de recherche de grande envergure sur la plaine alluviale alpine du Val Roseg. De par leur dynamique particulière et la grande diversité de leurs habitats, les zones alluviales naturelles sont des lieux de grande biodiversité. D'après Tockner, cette richesse est notamment due aux échanges incessants avec la nappe phréatique et le milieu terrestre environnant. Les écosystèmes dynamiques comme les zones alluviales favorisent les processus évolutifs et sont donc extrêmement importants pour la création de biodiversité. Mais, ajoute Armin Peter, rapportée à leur surface qui ne représente que 4,1 % de la superficie de la Suisse, la contribution des milieux aquatiques à la biodiversité globale mais aussi à son érosion en Suisse est étonnamment forte et nettement supérieure à celle des écosystèmes terrestres.

« Les poissons sont de bons indicateurs », déclare Armin Peter, spécialiste d'écologie des poissons. Le chercheur dirige le groupe d'Ecologie des revitalisations au sein du département d'Ecologie et d'évolution des poissons de l'Eawag.





Le Rhin postérieur dans la région de Rhazüns : L'espace laissé au fleuve a permis la formation d'un paysage alluvial très diversifié à bancs de graviers et amas de bois morts. Mais les qualités structurales de ce site alluvial exceptionnel sont dominées et neutralisées par les perturbations engendrées par les éclusées hydroélectriques.

Les obstacles artificiels posent un réel problème aux poissons. « Les groupes faunistiques ayant des cycles biologiques complexes sont particulièrement menacés », déclare Klement Tockner, « par exemple ceux qui nécessitent aussi bien des habitats aquatiques que terrestres pour l'accomplissement de leur cycle de vie ». Il pense notamment aux amphibiens et aux insectes aquatiques. Pour ces derniers, les efforts de conservation et de réhabilitation se concentrent cependant sur le stade larvaire alors que la qualité des habitats riverains et alluviaux nécessaires à la courte phase adulte est absolument décisive pour la survie des populations.

De nombreux poissons présentent également des cycles complexes, notamment les grands migrateurs comme le saumon, la truite de mer ou l'esturgeon qui évoluent entre mer et eaux douces. « Aujourd'hui, à part l'anguille, plus aucun grand migrateur n'est observable dans les cours d'eau suisses » constate Armin Peter. Les fleuves et rivières sont tellement fragmentés par les ouvrages transversaux que les poissons ne parviennent plus à atteindre leurs eaux de reproduction. Mais les poissons migrant sur des distances plus modestes sont également affectés

par ces obstacles : ainsi, l'Eawag a compté les espèces présentes dans la Töss en amont et en aval d'un seuil haut de 6 m à Freienstein et constaté que leur nombre passait de 23 en dessous à 12 au-dessus de l'obstacle. « Ou alors, prenons l'exemple de la Goldach dans le canton de St Gall », propose Armin Peter. « Entre le lac de Constance et le premier obstacle artificiel, nous avons dénombré 11 espèces de poissons ; en amont, la rivière n'en comptait plus que deux. » Ces exemples ne sont que deux cas parmi tant d'autres mais ils montrent clairement l'effet direct des obstacles à la migration sur la biodiversité.

Les poissons ne font pas d'escalade. Suite au creusement de leur lit, de nombreux cours d'eau canalisés ont été coupés de leurs affluents. De ce fait, les échanges entre le chenal principal et les bras secondaires et tributaires sont devenus impossibles. Ainsi, 46 des 54 affluents de la Sitter qui ont été étudiés sont maintenant inaccessibles au chabot. « Le chabot est en effet un mauvais nageur qui évolue à proximité du fond et il est absolument incapable de remonter la pente raide qui sépare maintenant le lit principal de la Sitter de ses affluents » explique Armin Peter.

Le réaménagement de l'embouchure du Binnenkanal du Liechtenstein est un exemple réussi de revitalisation fluviale. De 1931 à 1943, les 12 affluents du Rhin coulant au Liechtenstein ont été regroupés dans ce canal et la différence de niveau avec le Rhin au niveau de son embouchure était de 4 à 5 m avant la revitalisation. Dans les années 1990, le Binnenkanal ne comptait plus que 6 espèces de poissons. Le gouvernement du Liechtenstein et les communes riveraines décidèrent alors d'un réaménagement de l'embouchure. A peine trois ans et demi après la fin des travaux en 2000, 16 espèces étaient à nouveau dénombrables.

« Dans l'autre sens », souligne Klement Tockner, « les tributaires restés assez naturels présentent un fort potentiel pour la recolonisation des habitats. » En plus des embouchures, les milieux aquatiques alluviaux connectés, les îles, les bancs de graviers et les amas de bois mort constituent des habitats clés pour le potentiel de régénération d'un espace fluvial et sont donc décisifs pour le succès des revitalisations.

L'activité hydroélectrique est source de problèmes multiples.

Si les seuils artificiels compromettent la migration des poissons vers l'amont, les grands ouvrages et notamment les centrales hydroélectriques constituent des obstacles aussi bien pour la montaison que pour la dévalaison. Pour résoudre ce problème, les centrales sont équipées de passes à poissons. « Pour la montaison, nous sommes aujourd'hui en mesure de régler le débit d'attrait de telle manière que les passes remplissent effectivement leur mission », déclare Armin Peter. Mais il révèle également

que de nombreux dispositifs de franchissement ne répondent pas aux exigences écologiques actuelles. De plus, ces systèmes sont inefficaces pour la dévalaison car les poissons migrent avec le courant principal et sont happés par les turbines qui se révèlent fatales à un grand nombre d'entre eux, notamment les plus grands. Même les grands bras d'évitement des barrages comme ceux qui ont été construits sur l'Aar à Ruppoldingen, Winznau et Schönenwerd ne constituent pas une solution valable dans ce cas.

Mais les aménagements hydroélectriques ont d'autres effets sur l'écologie des cours d'eau que leur fragmentation. Ils modifient le régime de charriage et de température, peuvent être à l'origine de variations brutales et artificielles de débit (éclusées) et court-circuiter d'importants tronçons de rivière dans lesquels les débits résiduels sont généralement insuffisants.

L'Eawag a ainsi pu montrer que les portions de cours d'eau influencées par les éclusées hydroélectriques abritaient nettement moins de poissons juvéniles que les tronçons à débit plus constant. Ces milieux sont devenus inadaptés à la reproduction des poissons. D'autre part, si l'on compare un tronçon court-circuité avec la rivière à l'amont de la prise d'eau, on mesure toute l'influence des débits résiduels sur la biodiversité : en 1989, la Sarner Aa abritait 14 espèces de poissons en amont du lac de Wichelsee et ce nombre passait à 8 en aval de la retenue. Parallèlement, la biomasse passait de 130 à 10 kg par hectare.

Revitalisations fluviales: la solution? L'objectif de la Convention européenne sur la biodiversité était de stopper les pertes nettes d'ici 2010 – cet objectif n'a pas pu être atteint. « Le plus grave, cependant, » remarque Klement Tockner, « c'est que pour de nombreux groupes d'organismes notamment aquatiques, nous ignorons même dans quel sens leur diversité évolue. » Il est donc urgent de constituer une base de données conséquente sur l'état et l'évolution de la biodiversité et d'analyser sans complaisance les raisons de la non-atteinte de l'objectif 2010.

En Suisse, le Conseil fédéral a adopté en décembre 2009 l'initiative parlementaire « Protection et utilisation des eaux » qui prévoit une modification des lois sur la protection des eaux, l'aménagement des eaux, l'énergie et le droit foncier rural, modifications devant entrer en vigueur en 2011. L'objectif de cette démarche est de réduire les impacts de la production hydroélectrique sur les cours d'eau et d'encourager leur revitalisation. Dans le domaine hydroélectrique, les exploitants sont tenus de planifier et de mettre en œuvre des mesures correctrices d'ici 2030 (atténuation des effets nuisibles des éclusées hydroélectriques, réactivation du charriage, rétablissement des possibilités de migration des poissons, etc.). Les quelque 50 millions de francs nécessaires annuellement à leur réalisation seront fournis par un supplément d'un maximum de 0,1 centime par kWh sur les coûts de transport des réseaux à haute tension.

Le domaine des revitalisations revient aux cantons. Ceux-ci sont tenus d'élaborer un grand programme de renaturation pour les 20 années à venir et bénéficient pour cela d'un financement fédéral de 40 millions de francs par an. « Même si actuellement la revitalisation fluviale a le vent en poupe dans le monde entier, la Suisse devrait prendre un rôle de précurseur en se munissant d'un

Quelques chiffres sur l'état des cours d'eau en Suisse

- ▶ 65 000 km de cours d'eau
- ▶ Cours d'eau en mauvais état : 40 % sur le Plateau, 80 % en zone habitée
- ▶ Altérations dues à l'activité hydroélectrique : plus de 90 % des cours d'eau exploitables
- ▶ Obstacles artificiels de moins de 50 cm de hauteur : plusieurs centaines de milliers
- ▶ Ouvrages (barrages et centrales par ex.) : 8841
- ▶ Longueur moyenne de cours d'eau sans obstacle : 650 m
- ▶ Nombre d'obstacles par km de linéaire : de 2 (canton de Berne) à 11 (canton de Zurich)
- ▶ Obstacles dans les 59,7 km de la Töss de la source à l'embouchure : 568 artificiels contre 35 naturels
- ▶ Centrales hydrauliques de plus de 300 kW : 538
- ▶ Petites centrales hydrauliques : env. 1060
- ▶ Espèces de poissons et de cyclostomes disparues : 8 espèces (= 14,5 % de la faune piscicole), sans compter les corégones
- ▶ Espèces de corégones disparues : plus de 30 % des espèces connues



« Les groupes faunistiques présentant des cycles biologiques complexes sont particulièrement menacés », explique Klement Tockner. Le limnologue qui fut chercheur à l'Eawag de 1996 à 2007, dirige depuis cette date l'Institut Leibniz d'écologie des eaux douces et des pêches à Berlin.

programme d'une telle envergure », commente Armin Peter. Reste toutefois en premier lieu à analyser les projets déjà réalisés pour en tirer tous les enseignements utiles et à définir les cours d'eau à revitaliser en priorité. Klement Tockner estime d'autre part qu'il est absolument primordial d'adopter une démarche fondamentalement plurisectorielle. « Nous devons réunir à une même table les représentants des milieux de l'agriculture, de la défense de l'environnement, de l'énergie, et de la protection contre les crues et des spécialistes des constructions hydraulique et de l'écologie pour trouver un terrain d'entente malgré les divergences qui peuvent exister entre les différents objectifs sectoriels », explique-t-il.

Protection des zones alluviales versus promotion des petites centrales hydrauliques. Les cours d'eau font l'objet d'intérêts multiples et variés, ce qui rend difficile l'élaboration de stratégies efficaces en faveur de la biodiversité. En Allemagne, de nombreuses mesures ont été proposées pour replacer les milieux aquatiques dans un bon état écologique d'ici 2015. S'il le juge louable, Klement Tockner estime que cet objectif ne pourra souvent pas être atteint notamment en raison d'orientations contradictoires. Ainsi, l'Allemagne comme la Suisse encourage le développement des petites centrales hydrauliques – au risque de voir les derniers cours d'eau intacts aménagés et fragmentés. « Et surtout, au détriment de la biodiversité ! » souligne Tockner.

La valeur de la biodiversité se mesure. C'est ici qu'intervient le concept des biens et services écologiques rendus par la nature (voir aussi l'article de Mark Gessner, p. 4). D'après l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (Millennium Ecosystem Assessment) des Nations unies, les services écosystémiques sont de quatre ordres : production de ressources, régulation, fonction culturelle et fonction de support. « La biodiversité est indispen-

sable au fonctionnement des écosystèmes dans chacune de ces quatre catégories », insiste Klement Tockner. Et de la même manière que l'on tente de chiffrer les services rendus par les écosystèmes, certains modèles ont été imaginés pour calculer la valeur de la biodiversité. En général, cette valeur est estimée en termes monétaires en partant du principe qu'elle ne dépend pas uniquement des propriétés intrinsèques de la biodiversité (écologiques par ex.) mais également et de façon décisive du contexte économique dans lequel l'évaluation a lieu. Ainsi, les poissons commercialisables contribueraient davantage à la valeur économique de la biodiversité que les petits poissons sans intérêt pour la pêche, explique Armin Peter. Mais indépendamment de ces considérations, la biodiversité possède bien une valeur intrinsèque non chiffrable. Malgré tout, et Armin Peter et Klement Tockner sont bien d'accord sur ce point, l'estimation de la valeur économique de la biodiversité et des services rendus par les écosystèmes constitue une bonne aide à la décision pour les politiques futures de gestion des eaux.

Une nouvelle approche de gestion : « manipuler » en plus de conserver. Une des stratégies de préservation de la biodiversité consiste à placer sous protection les cours d'eau peu perturbés. Etant donné, cependant, qu'une grande partie de nos cours d'eau ont déjà perdu leur dynamique naturelle du fait des activités humaines, Klement Tockner voit une autre possibilité dans une politique d'intervention active visant à redynamiser les milieux par une approche « manipulative » – qui correspondait d'ailleurs déjà à l'esprit des revitalisations. « La Spöl en Engadine en est un bon exemple », intervient Armin Peter. Depuis 1970, les eaux de cette rivière de montagne sont retenues par un barrage et utilisées à des fins de production électrique. En aval du barrage, un régime hydraulique monotone et extrêmement réduit avait rendu le Spöl méconnaissable. Pour rendre à la rivière une partie de son caractère, l'écoulement a été dynamisé : depuis 2000, de petites crues artificielles lui sont appliquées plusieurs fois par jour – pour le plus grand bien de la faune inféodée aux milieux d'eau courante.

La gestion des eaux se situe à un tournant. Aujourd'hui la Suisse et l'Allemagne réalisent davantage de réhabilitations de cours d'eau que d'endiguements et autres aménagements durs. C'est une évolution satisfaisante. Les nombreuses revitalisations qui seront engagées en Suisse à partir de 2011 suite à l'initiative parlementaire « Protection et utilisation des eaux » vont prolonger cette tendance. Armin Peter et Klement Tockner sont certains qu'une bonne utilisation des moyens disponibles permettra de replacer les cours d'eau dans un état proche de leur état naturel. Et ils sont persuadés du fait que cette amélioration écologique sera également profitable à la biodiversité. Mais pour aboutir, il faudra non seulement disposer de moyens financiers et concepts adaptés mais, surtout, s'armer de patience. ○ ○ ○

Martina Bauchrowitz



Helmut Bürgmann, géo-écologue, dirige le groupe d'Ecologie microbienne du département Eaux superficielles de l'Eawag.

Biodiversité microbienne : une richesse cachée

Les microorganismes occupent une fonction déterminante dans les processus écosystémiques fondamentaux et leur diversité est souvent largement supérieure à celle des organismes supérieurs. Ne devrait-on pas alors accorder davantage d'attention à la biodiversité microbienne et se pourrait-il qu'elle soit elle aussi digne de protection ?

L'année de la biodiversité attire notre attention sur la multiplicité des espèces qui peuplent la Terre et sur les efforts à fournir pour la préserver ... et, bien entendu, nous pensons tout d'abord aux espèces végétales et animales. Pourtant, le terme de biodiversité s'applique par définition à la variabilité de tous les organismes, quelle que soit leur origine, et donc également aux microorganismes, ces êtres de taille microscopique qui comptent notamment les procaryotes, c'est-à-dire les bactéries et les archées. Une bonne raison de s'interroger sur le rôle et l'importance de la biodiversité microbienne.

Les microorganismes sont bien plus diversifiés que les organismes supérieurs. Parmi d'autres méthodes, l'analyse des séquences d'ARN ribosomique (ARNr) permet de rendre compte de l'extrême diversité des microorganismes. L'ARNr forme avec des protéines spécifiques de petits organites cellulaires appelés ribosomes qui sont le lieu de la biosynthèse protéique chez tous les êtres vivants. Une étude comparative de toutes les séquences d'ARNr connues à ce jour montre une plus grande disparité chez les procaryotes que chez les eucaryotes (Fig. 1). Etant donné que, de par leur taille et leur caractère unicellulaire, de nombreux eucaryotes sont également classés parmi les microorganismes, ce groupe présente une variabilité génétique considérablement plus élevée que les organismes supérieurs (végétaux, animaux et champignons).

En considérant uniquement les procaryotes, on estime à 160 le nombre d'espèces contenues dans un seul millilitre d'eau de

mer et ce chiffre dépasse les 8000 dans un gramme de sol [1]. L'étendue réelle de la diversité procaryotique sur la Terre reste cependant difficile à évaluer. D'après certaines extrapolations, elle se situerait entre 35 000 et 10^9 espèces. Etant donné que la définition des espèces ainsi comptabilisées se base sur l'analyse comparative d'un seul gène, en l'occurrence l'un de ceux codant pour l'ARNr, il est tout à fait possible que la diversité génétique au sein même des espèces ainsi définies soit, elle aussi, considérable.

Dans la suite de cet article, c'est aux procaryotes que nous ferons référence lorsque nous parlerons de microorganismes.

La révolution moléculaire. Dans les années 1980, on estimait en gros avoir fait le tour de la question de la diversité microbienne. En effet, les méthodes alors disponibles, basées sur la culture et l'isolement des microorganismes, semblaient avoir permis d'identifier toutes les espèces existantes. On en recensait quelques milliers et les écosystèmes d'eau douce semblaient abriter sensiblement les mêmes microorganismes que leurs homologues terrestres. Seul le fait qu'une faible partie des microorganismes dénombrables au microscope était capable de se développer sur milieu de culture semait un certain doute. Mais l'arrivée des méthodes de biologie moléculaire (Fig. 2) révéla bientôt que l'on avait largement sous-estimé la diversité microbienne [2]. On découvrit alors de nombreuses nouvelles espèces et même des dizaines de groupes de procaryotes qui n'avaient jamais pu être cultivés jusque là. Force fut bientôt de constater que la composition micro-

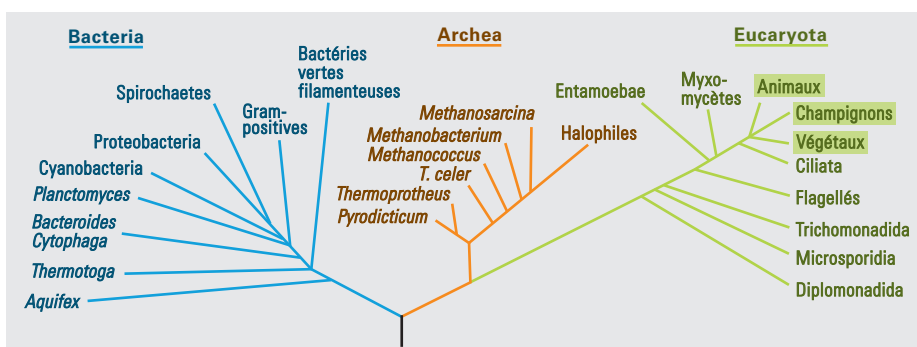


Fig. 1 : Arbre phylogénétique du vivant basé sur l'information génétique de l'ARN ribosomique (ARNr) [2]. La diversité génétique au sein des procaryotes est beaucoup plus élevée que chez les organismes supérieurs (végétaux, animaux et champignons). La figure est fortement simplifiée : d'après nos connaissances actuelles, les bactéries comptent à elles seules plus de 50 sous-groupes indépendants.

bienne des écosystèmes aquatiques était bien fondamentalement différente de celle des systèmes terrestres.

Il est aujourd'hui impossible d'imaginer la microbiologie environnementale sans les méthodes de biologie moléculaire [3]. L'un des procédés les plus employés est la PCR (polymerase chain reaction = réaction en chaîne par polymérase) qui permet d'amplifier par milliards des fragments de gènes qui pourront ensuite être analysés par d'autres méthodes comme l'électrophorèse sur gel à gradient dénaturant (DGGE, Fig. 3). Mais malgré ces avancées méthodologiques, il n'a pas encore été possible de déterminer totalement la diversité microbienne des systèmes écologiques complexes.

Les microorganismes jouent un rôle déterminant au sein des écosystèmes.

Les microorganismes jouent un rôle absolument central pour le bon fonctionnement des écosystèmes, notamment aquatiques. Ils interviennent ainsi de façon décisive dans les cycles biogéochimiques (carbone, azote, oxygène, etc.) et exercent donc une influence directe sur la chimie des eaux. Les processus tels que la fixation de l'azote, la réduction des sulfates ou la méthanogenèse ne pourraient se produire en conditions naturelles sans l'activité biologique des procaryotes.

Le lac Kivu que l'Eawag étudie en Afrique livre un exemple particulièrement parlant de l'activité des microorganismes (cf. Fig. 3). Suite à l'activité d'archées productrices de méthane, des quantités considérables de ce gaz à effet de serre se sont accumulées pendant des milliers d'années au fond du lac. Aujourd'hui, des microorganismes méthanotrophes, c'est-à-dire spécialisés dans la dégradation du méthane, évitent dans les couches supérieures du lac que ce gaz ne s'échappe dans l'atmosphère (Pasche et al., en préparation). Mais, en plus de ces bactéries méthanotrophes largement répandues et connues pour dégrader le méthane à l'aide d'oxygène, le lac Kivu présente aussi la particularité d'abriter une population d'archées méthanotrophes anaérobies qui utilisent les sulfates à la place de l'oxygène.

Les microorganismes sont d'autre part largement impliqués dans la dégradation de la matière organique. L'Eawag s'intéresse ainsi dans un de ses nouveaux projets au cas de la chitine, un des

Fig. 2: Evolution des méthodes de microbiologie depuis 1850. Les techniques de biologie moléculaire n'ont été développées qu'au cours des dernières décennies (d'après [3], modifié).

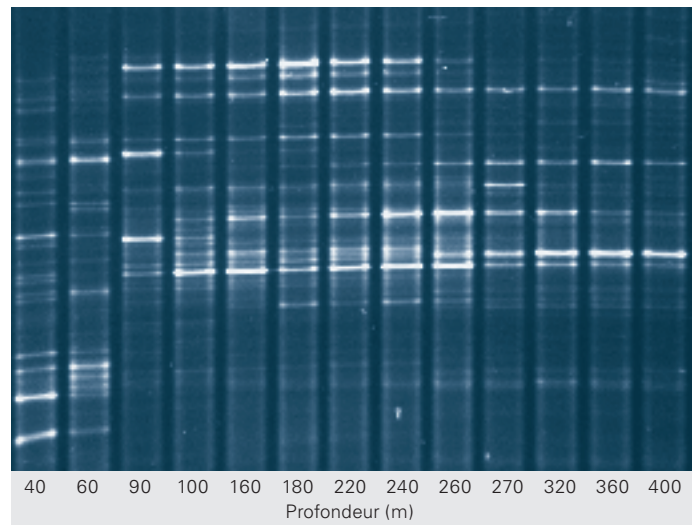
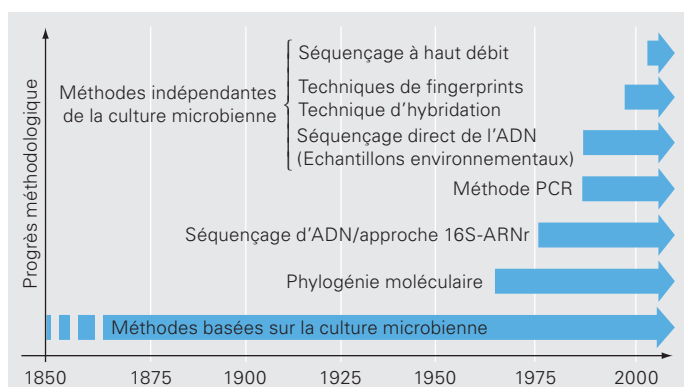


Fig. 3: Analyse de la communauté bactérienne du lac Kivu en Afrique par électrophorèse sur gel en gradient dénaturant (DGGE). Les différentes bandes correspondent à autant d'espèces et leur intensité donne une indication de la fréquence relative de l'espèce concernée. Toutefois, la DGGE présente une résolution limitée et seules les espèces assez fréquentes sont représentées.

biopolymères les plus répandus dans les écosystèmes aquatiques que l'on retrouve dans les carapaces du zooplancton, les champignons et certaines algues. Les premiers résultats montrent que l'activité des organismes capables de dégrader la chitine se concentre sur les particules en suspension dans l'eau et sur les sédiments. Ces microorganismes présentent toutefois une diversité assez faible, ce qui laisse supposer que la dégradation de la chitine en eau douce est une affaire de spécialistes.

Une autre étude consacrée aux cours d'eau alpins particulièrement influencés par les changements climatiques montre que la composition de la communauté microbienne peut être décisive pour la qualité de l'eau. Les premiers résultats montrent en effet que la réponse de l'activité enzymatique microbienne aux modifications environnementales diffère selon les ruisseaux, leurs propriétés chimiques s'en trouvant donc différemment influencées.

En plus de leur rôle dans les cycles biogéochimiques, les microorganismes remplissent de nombreuses fonctions écologiques: ils peuvent être parasites ou pathogènes, compétiteurs trophiques ou encore source de nourriture pour d'autres organismes.

Diversité microbienne: juste une fonction de l'environnement?

Les microorganismes sont donc très diversifiés et remplissent de nombreuses fonctions au sein des écosystèmes. Pourquoi alors accorde-t-on si peu d'attention à la diversité microbienne dans les débats actuels sur la biodiversité et dans les efforts entrepris pour la préserver? Deux raisons semblent prédominer: la première est certainement la petite taille des organismes concernés qui fait que la diversité microbienne échappe à notre univers quotidien. La seconde est d'ordre scientifique: l'idée est en effet encore largement répandue selon laquelle la composition des communautés microbiennes dépendrait essen-

tiellement des conditions environnementales – une opinion basée sur l'hypothèse dite de Baas-Becking selon laquelle « everything is everywhere, but the environment selects ». Cette hypothèse avancée par le microbiologiste hollandais Lourens Baas Becking (1895–1963) stipule que tous les procaryotes seraient présents partout de façon latente, qu'ils seraient donc cosmopolites, et que les conditions environnementales décideraient des espèces qui s'imposeraient [4]. Si l'on croit cette théorie, les espèces microbiennes ne peuvent donc jamais disparaître puisqu'elles sont universellement présentes, ce qui signifie qu'il est inutile de se préoccuper de protection des espèces au niveau microbiologique ou du moins, que la protection des habitats suffit à préserver la biodiversité microbienne.

Espèces cosmopolites versus espèces endémiques. De récents travaux de recherche font toutefois douter de la validité universelle de l'hypothèse de Baas-Becking, notamment dans les écosystèmes aquatiques (1, 3, 5–7, par ex.). Ainsi, une étude menée sur des sources chaudes [5] a montré que les différences entre populations d'archées s'expliquaient davantage par l'éloignement géographique par rapport aux sources que par les facteurs environnementaux. De même, une étude des lacs américains d'eau douce [7] a révélé que la distance entre les lacs (et donc l'intensité des échanges d'espèces entre eux) avait sur la composition en espèces une influence indépendante des autres variables environnementales. Mais même dans le cas de milieux rapprochés, certaines différences de composition des communautés microbiennes sont difficilement explicables par le seul jeu des facteurs environnementaux. Ainsi, une équipe de l'Eawag a caractérisé la diversité des communautés bactériennes dans divers habitats littoraux d'un lac d'eau douce [8]. Il s'est avéré que les différents milieux considérés (eau, biofilms sur roseaux, débris végétaux et sédiments) constituaient des microhabitats indépendants mais aussi que les communautés bactériennes d'habitats du même type présentaient des différences si ceux-ci étaient distants ne serait-ce que de quelques mètres.

On considère aujourd'hui d'une part que la capacité de dispersion géographique des microbes n'est pas illimitée, comme le supposait Baas-Becking, mais qu'elle varie fortement selon les espèces en fonction de leur aptitude à survivre lors de la migration, à constituer des formes de résistance (spores ou kystes), à se reproduire dans le nouvel espace colonisé etc. D'un autre côté, nous savons aujourd'hui que les microorganismes sont capables d'adaptations évolutives très rapides en réponse à un nouvel environnement. Si elle ne participe pas nécessairement de la spéciation, une telle adaptabilité suppose une grande variabilité génétique au sein d'une même espèce. Il semble donc très vraisemblable qu'il existe chez les microorganismes aussi bien des espèces de distribution plutôt locale, donc endémiques, que des espèces cosmopolites et que, selon les habitats, les communautés microbiennes se composent de proportions différentes d'espèces locales et ubiquistes.

Protection méritée, certes, mais également nécessaire? En résumé, tout semble donc indiquer que les microorganismes

jouent un rôle capital aussi sur le plan de la biodiversité que du point de vue fonctionnel. La notion de diversité est d'autre part fréquemment associée à celle de stabilité des systèmes et processus (cf. article d'Eberhard Morgenroth, p. 15). Qu'ils soient considérés comme cosmopolites ou non, la diversité des microorganismes mérite donc *per se* d'être protégée. Mais une telle protection est-elle également nécessaire ?

Cette nécessité est étroitement liée à la présence d'espèces endémiques. Dans un nouveau projet, nous allons utiliser une nouvelle méthode (le séquençage à haut débit, Fig. 2) pour l'évaluer à partir de l'analyse de la composition en espèces microbiennes de 30 lacs suisses. Grâce à ces données de haute résolution, une analyse statistique permettra de tester la validité de l'hypothèse d'une limitation de l'expansion des espèces. Si cette étude confirme le fait que les espèces endémiques jouent un rôle plus important qu'on ne le pensait dans les systèmes naturels, elle montrera que les microorganismes font eux aussi partie de la biodiversité particulière, donc précieuse, des écosystèmes localisés. Les milieux présentant des conditions extrêmes devraient être particulièrement concernés par ce besoin de protection.

Mais les microorganismes imposent aussi certaines limites : face à une diversité dont il est impossible de prendre toute la mesure, il ne semble actuellement ni judicieux ni même envisageable d'adopter une démarche classique de « protection des espèces » sauf peut-être dans les milieux les plus extrêmes. Nous devons toutefois nous attacher à combler certaines lacunes : nous manquons encore d'une compréhension systématique de la nature des communautés microbiennes qui s'installent en fonction de conditions environnementales données et ignorons donc quelles conséquences ces adaptations peuvent avoir sur les processus biogéochimiques et écologiques et finalement sur les écosystèmes. En tant qu'élément central de la biodiversité et que fonction écosystémique de tout premier ordre, la biodiversité microbienne mérite donc une attention plus soutenue de la part des chercheurs et des décideurs. ○ ○ ○

- [1] Curtis T.P., Sloan W.T. (2004) : Prokaryotic diversity and its limits : microbial community structure in nature and implications for microbial ecology. *Current Opinion in Microbiology*. 7 (3), 221–226.
- [2] http://en.wikipedia.org/wiki/File:Phylogenetic_tree.svg
- [3] Logue J.B., Bürgmann H., Robinson C.T. (2008) : Progress in the ecological genetics and biodiversity of freshwater bacteria. *BioScience* 58 (2), 103–113.
- [4] Finlay B.J., Maberly S.C., Cooper J.I. (1997) : Microbial diversity and ecosystem function. *Oikos* 80 (2), 209–213.
- [5] Whitaker R.J., Grogan D.W., Taylor J.W. (2003) : Geographic barriers isolate endemic populations of hyperthermophilic Archaea. *Science* 301 (5635), 976–978.
- [6] Prosser J.I., et al. (2007) : The role of ecological theory in microbial ecology. *Nature Reviews Microbiology* 5 (5), 384–392.
- [7] Yannarell A.C., Triplett E.W. (2004) : Within- and between-lake variability in the composition of bacterioplankton communities : investigations using multiple spatial scales. *Applied and Environmental Microbiology* 70(1), 214–223.
- [8] Buesing N., Filippini M., Bürgmann H., Gessner M.O. (2009) : Microbial communities in contrasting freshwater marsh microhabitats. *FEMS Microbiology Ecology* 69(1), 84–97.

Diversité fonctionnelle dans l'épuration des eaux

La forte variabilité des charges polluantes à traiter est l'une des difficultés principales de l'épuration biologique des eaux usées. Une forte biodiversité constitue-t-elle un avantage dans un tel contexte et une protection de la biodiversité s'imposerait-elle alors également au niveau des stations d'épuration ? Des méthodes de biologie moléculaire nous permettent aujourd'hui de quantifier la diversité spécifique et l'importance de groupes précis d'organismes au sein des systèmes complexes.

Dans les systèmes biologiques d'épuration des eaux, la biodiversité est volontairement limitée. Dans ces procédés, les paramètres de fonctionnement (charge massique, oxygénation, temps de séjour, etc.) sont en effet réglés de façon à favoriser le développement des bactéries épuratrices et à éliminer les microorganismes indésirables. La communauté microbienne est alors toujours une culture indéfinie et ouverte qui subit en permanence des apports de nouveaux organismes en provenance de l'amont. D'un côté, les bactéries que l'on souhaite conserver doivent remplir certaines fonctions bien définies dans le système (oxydation de la matière organique et de l'ammonium, dénitrification des nitrates, accumulation du phosphore). D'un autre côté, elles doivent, pour ne pas perturber son bon fonctionnement, présenter certaines propriétés comme par exemple la capacité à former un floc présentant certaines caractéristiques de sédimentation dans les bassins à boues activées.

Les conditions d'exploitation des stations d'épuration biologique ont été optimisées de façon généralement empirique en près de 100 ans de pratique des boues activées et des procédés à biomasse fixée. Ce n'est qu'au cours des dernières décennies que ces valeurs empiriques ont progressivement pu être complétées d'une connaissance mécaniste des taux de croissance et de la physiologie des organismes impliqués. Si l'on dispose déjà depuis une vingtaine d'années de méthodes efficaces d'identification et de quantification de groupes bactériens spécifiques (cf. article de Helmut Bürgmann, p. 12), ces informations sur la composition des communautés microbiennes n'ont encore eu que très peu de retentissement sur le dimensionnement et l'exploitation des stations. Cet article traite de la dynamique de la diversité spécifique à travers quelques exemples.

Un rendement d'épuration constant malgré des changements dynamiques de la composition spécifique. L'expérience de l'exploitation des stations d'épuration montre que le rendement de l'installation est constant et reproductible si les paramètres de fonctionnement sont maintenus constants. Mais comment se comporte la diversité biologique dans le cadre de cette stabilité opérationnelle ? Kaewpipat et Grady [1] ont mené

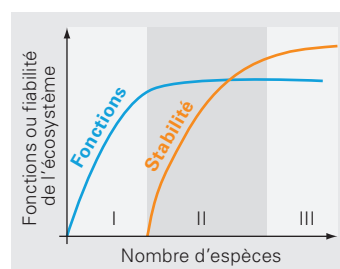


Eberhard Morgenroth, ingénieur Environnement, est chercheur au département de Technologie des procédés de l'Eawag et professeur de gestion des eaux urbaines à l'EPF de Zurich.
Coauteurs : Helmut Bürgmann, Kai Udert

parallèlement deux stations expérimentales de laboratoire sous conditions d'exploitation constantes et identiques. Ils ont pu démontrer que le rendement d'épuration, la quantité de boues activées et les caractéristiques de sédimentation étaient identiques dans les deux stations au cours des six mois d'expérimentation. Les conclusions, cependant, étaient tout autres lorsque les chercheurs examinaient la composition de la flore bactérienne par la méthode de l'électrophorèse sur gel en gradient dénaturant (DGGE). Malgré la constance des paramètres d'exploitation, la composition spécifique ne cessait de se modifier. D'autre part, après avoir montré une évolution similaire dans les deux systèmes pendant les deux premiers mois, elle présentait deux dynamiques complètement différentes pendant les quatre mois suivants. Ces observations donnent à conclure que la composition et la diversité spécifiques de la flore bactérienne des stations d'épuration biologique évoluent de façon dynamique et non pas de manière prévisible en fonction des conditions d'exploitation.

Plus la diversité fonctionnelle est grande, plus la digestion anaérobie est stable. Fernandez et al. [2] ont étudié l'influence de la diversité spécifique sur le fonctionnement de huit digesteurs anaérobies menés en parallèle. Pour ce faire, ils ont utilisé deux inoculum à forte et à faible diversité spécifique bactérienne pour ensemercer les réacteurs répartis en deux groupes de quatre.

Fig. 1 : Représentation schématique de la relation entre diversité spécifique, diversité fonctionnelle et stabilité du système. La diversité fonctionnelle augmente tout d'abord avec le nombre d'espèces présentes, qui agissent alors de façon complémentaire (phase I). A partir d'un certain niveau, l'augmentation



de la diversité spécifique ne s'accompagne plus de l'apparition de nouvelles fonctions mais les espèces maintenant redondantes peuvent accroître la stabilité du système face aux variations dynamiques du milieu (phase II). Enfin une stagnation de cette stabilité est atteinte lorsque l'augmentation de diversité spécifique se poursuit (phase III) [7].

Les conditions de fonctionnement étaient identiques dans tous les réacteurs lors de la phase de démarrage puis des communautés différentes se sont progressivement développées dans les deux groupes. A la fin de la phase de démarrage, la concentration de substrat a été subitement augmentée en entrée des réacteurs : les chercheurs ont alors observé que la composition en espèces de la communauté présentant la plus grande diversité fluctuait moins que celle de l'autre groupe. Curieusement, toutefois, les réacteurs à faible diversité étaient ceux qui présentaient la plus grande stabilité de fonctionnement (moins d'accumulation de composés acides organiques). Contrairement aux théories générales (Fig. 1), il ne semble donc pas exister de rapport évident entre biodiversité et stabilité dans ce système microbien. Par contre, Fernandez et al. ont pu montrer que la flexibilité du système dépendait de la diversité des groupes fonctionnels et non de la diversité spécifique générale de la communauté bactérienne. En conséquence, les chercheurs de l'Eawag ont mis sur pied de nouveaux projets visant à étudier non pas uniquement la diversité

spécifique en général, mais surtout l'abondance et la diversité des principaux groupes microbiens fonctionnels impliqués dans les processus d'épuration (cf. encadré).

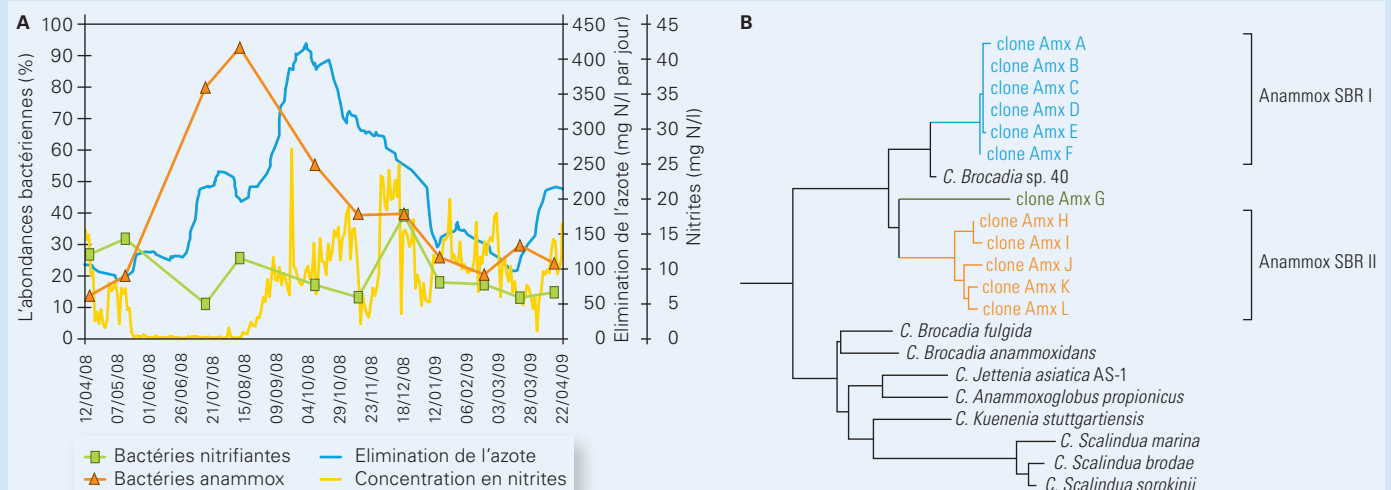
Profiter de la diversité : l'hétérogénéité des habitats dans les biofilms. Le bon fonctionnement de « l'écosystème » station d'épuration ne dépend pas uniquement de la diversité spécifique et fonctionnelle mais aussi de la variabilité des habitats en son sein [3]. Un exemple : dans une installation à boues activées ne comprenant qu'un seul bassin entièrement brassé dans lequel ne se forment que des floccs de petite taille, les bactéries sont toujours toutes exposées aux mêmes conditions du milieu (si on considère que les effets de limitation du transfert de masse sont négligeables). Les biofilms constituent à l'inverse des systèmes hétérogènes. Les conditions de croissance en leur sein dépendent d'une part de la disponibilité du substrat (Fig. 2A), d'autre part des valeurs locales du temps de séjour des bactéries dans le biofilm (Fig. 2B) [4]. Lors d'un fonctionnement stable, la croissance

Une flexibilité réduite par une faible diversité : l'exemple du réacteur anammox

La collecte et le traitement séparatif des urines constituent une nouvelle stratégie de gestion des eaux usées qui fait l'objet de recherches très poussées à l'Eawag. Dans un de nos projets, nous avons étudié l'élimination biologique de l'azote dans un réacteur à boues activées expérimental. Une partie de l'ammonium est oxydé en nitrites sous l'action de nitrificateurs aérobies puis des bactéries anaérobies (bactéries anammox) utilisent ces nitrites pour oxyder l'ammonium restant en azote gazeux (voir également Fig. 3). Nous nous sommes tout particulièrement intéressés à l'évolution de la communauté bactérienne au cours de ces processus. Le réacteur avait étéensemencé avec une culture indéfinie issue d'une station d'épuration et nous avons pu mettre en évidence après la première phase de démarrage différents clones d'anammox du type SBR I et SBR II, génétiquement très proches dans leur groupe (Fig. 4B). Dans la suite du processus, le groupe SBR I s'est peu à peu imposé, ramenant la diversité des bactéries anammox à un niveau très faible au sein du réacteur.

Dans notre essai, une modification des paramètres de fonctionnement (notamment du pH) a freiné le développement de la communauté anammox à partir d'août 2008. Au bout d'un certain temps, une accumulation de nitrites s'est produite dans le réacteur dont le rendement s'est logiquement effondré (Fig. 4A). Après ces bouleversements, les bactéries anammox étaient nettement moins nombreuses dans le système. Nous allons maintenant chercher à savoir si la faible diversité des bactéries anammox a participé au dysfonctionnement du réacteur.

Fig. 4: (A) Plus la proportion de bactéries anammox dans le réacteur est grande, plus le taux de dégradation de l'azote est fort et plus les concentrations de nitrites sont faibles. (B) Arbre phylogénétique des bactéries anammox : les clones indiqués en couleur ont été détectés dans le réacteur ; les autres espèces de bactéries anammox sont indiquées en référence (Bürgmann/Udert/Jenni, en préparation).



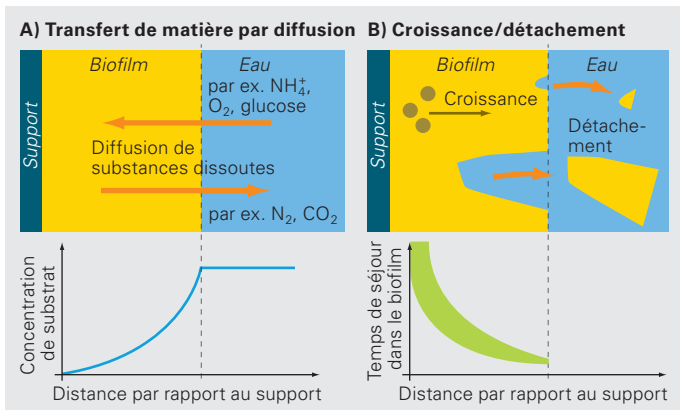


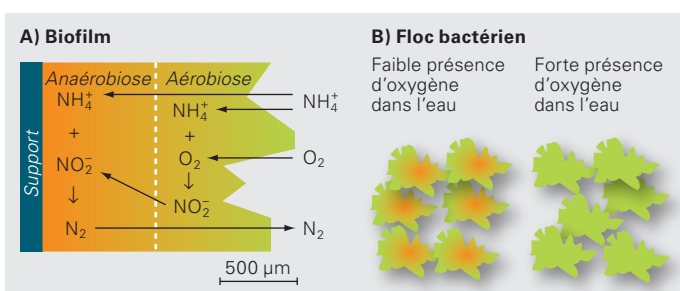
Fig. 2: Les conditions de croissance dans le biofilm dépendent des transferts de matière (A) et du temps de séjour local en son sein (B) [4, 6].

est en équilibre avec les processus de détachement. Toutefois, ces mécanismes et a fortiori leur influence sur la structure des biofilms sont encore mal connus dans le détail [5]. De manière générale, il est cependant avéré que les bactéries situées près de la surface du biofilm sont plus rapidement éliminées du système que celles qui se développent directement sur le support. Il en découle une distribution des temps de séjour – on pourrait même parler « d'âge local des boues » – à travers l'épaisseur du biofilm (Fig. 2B).

Les effets de limitation du transfert de matière sont à première vue un inconvénient des procédés à biomasse fixée puisqu'ils limitent les échanges dans le réacteur. Mais cette limitation des transferts peut également être mise à profit pour de nouvelles innovations et ce, non seulement dans le domaine des biofilms mais aussi dans les réacteurs à boues activées floculées (Fig. 3). Ainsi, lorsque la présence d'oxygène n'est assurée qu'à la périphérie d'un biofilm ou d'un floc, différentes zones d'oxydo-réduction apparaissent à l'intérieur en fonction de la distance à la surface. Les processus aérobie se produisent donc dans la partie

Fig. 3: Processus simultanés d'oxydation de l'ammonium et de réaction anammox dans un biofilm (A) ou dans un floc bactérien de boues activées dans différentes conditions d'oxygénation (B).

Aérobiose : Transformation de l'ammonium en nitrite en présence d'oxygène; Anaérobiose (ou anoxie) : transformation de l'ammonium en azote moléculaire en présence de nitrites (= anammox). Le dégradé de couleur indique la quantité d'oxygène disponible dans le biofilm ou dans le floc bactérien (vert : oxygène disponible; orange : pas d'oxygène disponible).



la plus externe (oxydation de l'ammonium en nitrite en présence d'oxygène, par ex.) tandis que ceux qui nécessitent l'absence d'oxygène ont lieu au cœur du floc ou à proximité du support du biofilm (oxydation anaérobie de l'ammonium en présence de nitrites = anammox, par ex.). L'exploitation ciblée de la limitation du transfert de matières permet donc de mettre en place un procédé réalisant simultanément l'oxydation aérobie et anaérobie de l'ammonium au sein du même réacteur (voir aussi l'encadré). De tels systèmes sont généralement plus robustes et plus simples à gérer que deux réacteurs effectuant séparément l'oxydation de l'ammonium en nitrite et l'oxydation anaérobie de l'ammonium.

Les différentes combinaisons locales de la disponibilité du substrat et du temps de séjour créent donc différentes conditions de croissance et de réaction à la surface et au cœur du biofilm ou du floc de boues activées. Mais nous avons encore beaucoup à apprendre sur le véritable potentiel de cette diversité d'habitats écologiques pour l'épuration des eaux.

Mieux comprendre la diversité fonctionnelle et habitationnelle.

Le traitement biologique des eaux usées est basé sur une manipulation habile des microorganismes présents dans le système visant à favoriser certains groupes et à les pousser à réaliser les processus souhaités. Une augmentation de la biodiversité bactérienne dans une station d'épuration n'améliore donc pas nécessairement son rendement ou sa stabilité de fonctionnement. Les stations d'épuration sont des écosystèmes complexes et nous devons nous attacher à mieux comprendre la diversité fonctionnelle en leur sein, la diversité des habitats qui se forment dans les biofilms et leur relation avec la diversité spécifique. Un sujet passionnant pour la recherche.



- [1] Kaewpipat K., Grady C.P.L. (2002) : Microbial population dynamics in laboratory-scale activated sludge reactors. *Water Science and Technology* 46 (1-2), 19-27.
- [2] Fernandez A.S., Hashsham S.A., Dollhopf S.L., Raskin L., Glagoleva O., Dazzo F.B., Hickey R.F., Criddle C.S., Tiedje J.M. (2000) : Flexible community structure correlates with stable community function in methanogenic bio-reactor communities perturbed by glucose. *Applied and Environmental Microbiology* 66 (9), 4058-4067.
- [3] Morgenroth E., Milferstedt K. (2009) : Biofilm engineering : Linking biofilm development at different length and time scales. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 8(3), 203-208.
- [4] Morgenroth E., Wilderer P.A. (2000) : Influence of detachment mechanisms on competition in biofilms. *Water Research* 34 (2), 417-426.
- [5] Morgenroth E. (2003) : Biofilms in wastewater treatment. S. Wuertz, P.A. Wilderer, P.L. Bishop (eds), pp. 264-290, IWA Publishing.
- [6] Morgenroth E. (2008) : Biological wastewater treatment – principles, modelling, and design. M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G. Ekama, D. Brdjanovic (eds), IWA Publishing, London.
- [7] Naeem S., Kawabata Z., Loreau, M. (1998) : Transcending boundaries in biodiversity research. *Trends in Ecology & Evolution* 13(4), 134-135.

Mécanismes d'apparition et de disparition de la diversité spécifique



Ole Seehausen, spécialiste d'écologie évolutive, est professeur d'écologie aquatique à l'université de Berne et dirige le département d'Ecologie et évolution des poissons de l'Eawag.

La condition sine qua non de la préservation de la diversité spécifique est le maintien d'un équilibre dynamique entre apparition et disparition des espèces. Or dans la pratique de la défense de l'environnement, l'importance de préserver non seulement la diversité spécifique actuelle mais aussi la diversité des processus de formation de nouvelles espèces est trop souvent négligée.

Le taux de disparition actuelle des espèces est de 100 à 1000 fois plus élevé que la moyenne du précédent millénaire et comparable à celui des cinq grandes phases d'extinction de l'histoire de notre planète [1]. Si le processus se poursuit à ce rythme la moitié des espèces actuelles aura disparu en 2100 – c'est du moins ce qu'indiquent les nouvelles prévisions. En même temps, de moins en moins d'espèces apparaîtront. Bien que seule une petite minorité de l'opinion publique en ait actuellement conscience, il est déjà prévisible que la crise de la biodiversité dépassera en intensité et en actualité le débat actuel sur les changements climatiques dans le courant des prochaines décennies.

L'apparition d'une espèce peut se produire très rapidement.

Deux groupes différents s'intéressent actuellement de très près aux variations de la diversité spécifique : les milieux de l'écologie de la conservation et de la défense de l'environnement d'un côté et ceux de l'écologie de l'évolution de l'autre. A l'exception de quelques visionnaires dans les deux camps, ces deux groupes n'entretiennent que peu d'échanges, ce qui est assez peu étonnant si on part du principe que les processus écologiques et évolutifs ne se déroulent pas à la même échelle de temps. Or ce n'est pas réellement le cas. En effet, des changements évolutifs se produisent en permanence et ils peuvent être très rapides lorsque l'environnement se modifie. Les populations réagissent aux modifications du milieu par des adaptations génétiques validées par le biais de la sélection naturelle. L'adaptation de différentes populations à différentes conditions environnementales peut conduire à l'apparition d'espèces ou spéciation. Cette spéciation dite écologique peut intervenir très rapidement, c'est-à-dire en l'espace de quelques décennies, et ce, même chez les organismes à longue durée de génération comme les oiseaux ou les poissons. Il a ainsi été observé que des populations de saumon qui s'étaient adaptées à différents types d'habitat de reproduction avaient développé un *isolement reproducteur* partiel (cf. Glossaire) en seulement 14 générations, les saumons présentant des adaptations différentes n'étant plus alors tout à fait capables de se

reproduire entre eux. Dans des populations aviennes migrant dans différentes zones d'hivernage, un isolement reproducteur peut apparaître au bout de 10 à 20 générations même si elles occupent les mêmes lieux de nidification. Une grande population de chabot apparue dans le Rhin par hybridation a occupé une niche écologique entièrement nouvelle et s'est isolée des espèces parentes en l'espace de 20 à 200 générations [2]. En Suisse, on peut citer l'exemple de l'épinoche : alors qu'il y a encore 140 ans, on ne le rencontrait au nord du Jura que dans la région de Bâle, il a depuis colonisé une grande partie du Plateau et il semble qu'il ait pu former plusieurs espèces distinctes en ce laps de temps particulièrement court (Fig. 1).

Fig. 1 : L'exemple de l'épinoche illustre bien la possibilité de création locale de biodiversité en l'espace de quelques décennies. A gauche, une forme de grande taille en livrée nuptiale rougeâtre qui fraie près de rives d'un petit lac et qui ressemble aux épinoches des eaux voisines. A droite, une forme endémique plus petite à livrée nuptiale jaune-orangée qui occupe les sédiments au large du même lac. Nos analyses génétiques ont révélé que la forme jaune s'était différenciée localement à partir de la rouge au cours des 50 dernières années.



Augmentation du taux d'extinction et baisse concomitante du taux de spéciation.

D'un autre côté, les *processus évolutifs* peuvent également entraîner la disparition d'espèces et ce, à un rythme supérieur aux seuls *processus démographiques*. La biologie de la conservation classique s'intéresse aux disparitions dues aux processus démographiques qui influent sur la taille des populations. Mais ces phénomènes peuvent également être causés par des processus évolutifs, même indépendamment des processus démographiques. Un tel cas peut se présenter lorsque des modifications environnementales rendent certaines adaptations obsolètes et annihilent l'isolement reproducteur écologique entre les espèces. Tant que les espèces ainsi remises en présence ne présentent encore aucune *incompatibilité génétique* indépendante des facteurs environnementaux, elles peuvent à nouveau fusionner deux à deux en une espèce hybride unique. Une telle incompatibilité non environnementale n'apparaît en général qu'au bout de plusieurs millions d'années. Or de nombreuses espèces sont beaucoup plus jeunes que cela : plus de 40 % des espèces de poissons et plus de 20 % des espèces de mammifères sont concernées [3].

Tandis que dans les concepts biologiques classiques de conservation, les notions d'espèce et de diversité spécifique ont un caractère statique, l'écologie évolutive montre que la diversité spécifique ne peut être conservée que dans le maintien de son équilibre dynamique, équilibre dans lequel les processus démographiques et évolutifs jouent un rôle d'égale importance et qui implique que les taux de formation et de disparition des espèces se contrebalancent. En se penchant sur la question, il apparaît très vite que ces deux types de paramètres sont influencés par les mêmes facteurs environnementaux et que ces facteurs

Glossaire

Radiation adaptative : Emergence de plusieurs nouvelles espèces à partir d'un ancêtre commun sous l'effet d'une adaptation à différentes niches écologiques et de l'installation d'un isolement reproducteur écologique.

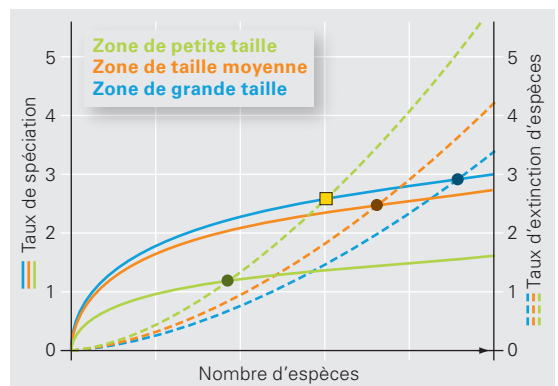
Processus démographique : Evolution de la taille d'une population par modification des taux de naissance et de mortalité sous l'effet de facteurs écologiques.

Processus évolutif : Modification de la composition génétique des populations d'une génération à l'autre.

Incompatibilité génétique : Situation dans laquelle des partenaires sexuels potentiels présentant différentes variantes génétiques donnent naissance à des individus incapables de se développer correctement ou de se reproduire et ce, indépendamment des conditions environnementales.

Isolement reproducteur : Il y a isolement reproducteur entre deux populations lorsque la viabilité ou la capacité de reproduction des hybrides est plus faible que celle des non hybrides. Cet isolement peut être dû à une incompatibilité écologique, donc liée aux conditions environnementales, ou à une incompatibilité génétique.

Fig. 2 : Dynamiques de la biodiversité dans trois zones géographiques de tailles différentes. Les courbes de couleur indiquent l'évolution des taux de spéciation et d'extinction des espèces



en fonction de la diversité spécifique dans une zone de petite taille, de taille moyenne ou de grande taille. Les points d'intersection correspondent aux points d'équilibre entre apparition et disparition d'espèces et donc d'équilibre de la diversité spécifique. Pour prévoir l'effet de la réduction de la taille des habitats sur la diversité spécifique, il faut tenir compte aussi bien de la spéciation que de l'extinction des espèces. Le graphique permet de le comprendre : si, en partant de l'état d'équilibre de la zone de grande taille (intersection des courbes bleues), on suppose à tort que le taux de formation d'espèces reste constant lorsque la taille de l'habitat diminue, on obtient un nouvel équilibre au niveau du carré jaune. En réalité, le taux de spéciation diminue également avec la taille de l'habitat et le point d'équilibre réel, à l'intersection des courbes vertes, correspond à une diversité spécifique beaucoup plus faible (d'après [4], modifié).

connaissent actuellement des modifications très rapides puisqu'il s'agit de la taille et de la diversité écologique des habitats. La progression extrêmement rapide de la perte d'habitats et tout aussi rapide de l'homogénéisation écologique du milieu conduit inexorablement à une augmentation du taux d'extinction des espèces aussi bien par la voie démographique qu'évolutive. Parallèlement à cela, ces phénomènes réduisent considérablement le potentiel de formation de nouvelles espèces. En effet, la taille des habitats ne conditionne pas uniquement celle de la population mais aussi la diversité génétique et l'efficacité de la sélection naturelle. De son côté, l'hétérogénéité des habitats favorise l'hétérogénéité de la sélection naturelle et accroît le potentiel de spéciation par adaptation. Ainsi, les phénomènes concomitants de baisse du taux de formation des espèces et d'augmentation du taux d'extinction conduisent à un déficit catastrophique de biodiversité qui constitue une véritable dette pour les générations futures (Fig. 2) [4].

Notre groupe de recherche s'intéresse depuis de nombreuses années à l'influence de l'homme sur les processus d'apparition et de persistance des espèces. Pour nos études, nous travaillons sur des modèles constitués par des milieux aquatiques présentant une forte richesse spécifique de même que des taux élevés de formation et de disparition d'espèces piscicoles comme par exemple les grands lacs est-africains ou les lacs et cours d'eau suisses. Que ce soit avec les cichlidés d'Afrique ou les corégones de Suisse, nos observations ne cessent de démontrer que les processus de formation et d'extinction des espèces sont liés aux mêmes facteurs.

L'effondrement de la diversité des cichlidés africains. Les cichlidés des grands lacs africains sont classiquement cités en

exemple pour illustrer les processus de formation des espèces [5]. En effet, plus de 1000 espèces sont endémiques des grands lacs Victoria (~500), Malawi (~500), Tanganyika (~200), Edward (~60) et Mweru (~30) et n'existent donc nulle part ailleurs. Les espèces se sont formées au sein de ces lacs par des processus de spéciation écologique répétés appelés *radiation adaptative* à une vitesse phénoménale. Ainsi, 500 espèces sont apparues dans le lac Victoria au cours des 15 000 dernières années, soit en moyenne une espèce tous les 30 ans. Une grande hétérogénéité écologique des habitats et des populations de taille inégale avaient permis cette évolution. Bien que la population totale de cichlidés du lac Victoria soit divisée en plus de 500 espèces, chacune d'entre elles présente une grande diversité génétique, signe d'une population durablement importante et d'échanges occasionnels entre les différentes espèces. Cette grande variabilité génétique est la condition indispensable à la rapidité d'apparition des espèces par sélection naturelle suite à une adaptation à différentes niches écologiques. Le gradient de profondeur du lac joue un rôle décisif dans ces processus étant donné que la spéciation se produit souvent suite à une adaptation aux conditions de luminosité et de nourriture aux différentes profondeurs [6].

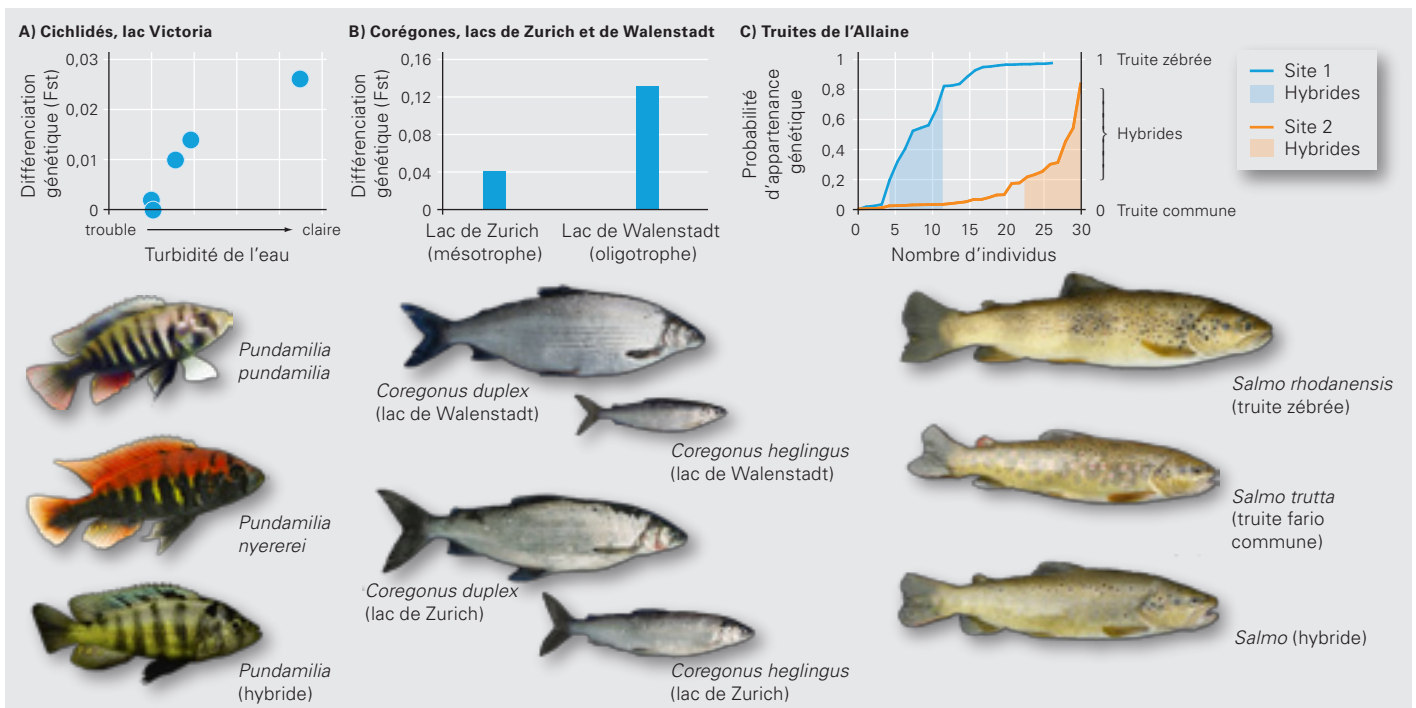
Mais le lac Victoria est également le théâtre de la plus grande extinction d'espèces que les scientifiques aient jamais pu observer directement. La raison de ce phénomène sans précédent est liée à une interaction entre processus démographiques et processus évolutifs. En effet, un prédateur introduit par l'homme à la tête de la chaîne alimentaire du lac, la perche du Nil, est venu décimer les populations de nombreuses espèces de cichlidés. La pollution organique du lac, qui était déjà en progression, a d'autre part induit une eutrophisation des eaux réduisant à grande échelle la diversité écologique du milieu. Notamment, les zones les plus profondes du lac sont devenues impropres au développement des cichlidés suite à une baisse de luminosité et d'oxygénation des eaux. De ce fait, l'isolement reproducteur des espèces en fonction de la profondeur s'est estompé et des espèces autrefois indépendantes ont pu à nouveau fusionner en formant des espèces hybrides (Fig. 3A). La diversité des cichlidés a alors littéralement implosé [7]. D'un point de vue de la conservation des espèces, la situation est d'autant plus tragique que, pour la gestion du lac, les différentes espèces de cichlidés sont considérées comme formant un seul groupe (*Haplochromis spp.*). Cette simplification a pour conséquence que, bien que le lac Victoria soit l'objet d'une

Fig. 3 : Trois exemples de disparition d'espèces suite à une interaction entre processus démographiques et évolutifs.

A : La différenciation génétique des cichlidés du lac Victoria diminue à mesure que l'eutrophisation du milieu progresse (représentée par la turbidité de l'eau). Les espèces *Pundamilia pundamilia* et *P. nyererei* ne sont plus observables qu'en zone d'eau claire. Dans les eaux turbides, les populations sont composées d'hybrides génétiquement et écologiquement indifférenciés. Chaque point du graphique correspond à un site.

B : Les espèces de corégone *Coregonus duplex* et *C. heglingus* du lac oligotrophe de Walenstadt présentent une différenciation génétique plus nette que leurs congénères du lac mésotrophe de Zurich. Les lacs encore plus eutrophisés n'abritent plus que des populations d'hybrides génétiquement indifférenciés.

C : Truite zébrée (*Salmo rhodanensis*) et truite fario commune (*Salmo trutta*) de l'Allaine, un affluent du Doubs. Sur deux sites éloignés de quelques kilomètres à peine, les deux espèces présentent des degrés de différenciation génétique très différents. Le site 1 compte quelques individus du type « truite commune » (valeurs entre 0 et 0,2), un grand nombre du type « truite zébrée » (valeurs entre 0,8 et 1) et un certain nombre de génotypes intermédiaires. Le site 2 n'abrite plus que des truites communes et des formes intermédiaires. (Photos : A. Hudson, I. Keller, J. Schuler, I. v.d. Sluijs, P. Vonlanthen, O. Seehausen)



pêche extrêmement intensive et de nombreux projets de recherche halieutique financés par des organismes internationaux, il n'existe pas de données quantitatives sur la distribution et l'abondance des différentes espèces de cichlidés ni à l'époque actuelle ni aux époques antérieures. La seule lueur d'espoir semble être qu'une grande partie des espèces figure maintenant sur la Liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) et que leur statut devrait davantage retenir l'attention de l'opinion publique.

Lacs suisses de montagne: partie de la plus grande diversité de corégones du monde. Les corégones des eaux suisses ont connu un sort similaire. Jusqu'à présent, 24 espèces de corégones ont été recensées dans les grands lacs suisses. Il est probable qu'un certain nombre n'ait pas encore été découvert ou reconnu. De ce fait, la Suisse présente la plus grande diversité de corégones du monde. Un seul lac peut en compter jusqu'à six espèces différentes. Ces cinq dernières années, nous avons étudié les origines de cette diversité. Il s'est avéré que, comme pour les cichlidés, le principal processus en cause est la spéciation écologique qui intervient généralement, comme dans le lac Tanganyika, en suivant le gradient de profondeur [8]. Et comme en Afrique, la pollution organique et l'eutrophisation des lacs ont compromis la diversité des niches écologiques et provoqué la fusion d'espèces différentes en espèces hybrides uniques (Fig. 3B). Nos résultats montrent que par ces mécanismes au moins un tiers des espèces de corégones ont disparu au cours des 50 dernières années. Ces disparitions sont en grande partie passées inaperçues des cercles de défense de la nature, ce qui est très certainement dû au fait que, comme pour les cichlidés, toute la complexité et la diversité des espèces de corégones a été regroupée pour la pratique sous une dénomination commune simplificatrice, *Coregonus spp.* [9].

La truite atlantique évince les autres espèces de truites dans les cours d'eau alpins. La truite est le poisson le plus répandu de Suisse. Mais rares sont ceux qui savent que le territoire helvétique en compte cinq lignées évolutives totalement distinctes dont une seule est réellement répandue. Cette lignée dominante dite atlantique est originaire du bassin rhénan, les autres provenant des bassins du Danube, du Rhône jurassien et du Pô (dont la truite marbrée qui a presque totalement disparu). La truite de souche atlantique a été introduite dans tous les autres bassins hydrographiques au cours des 50 dernières années par des mesures de repeuplements massifs. Dans les milieux spécialisés, il est bien connu qu'elle a ensuite évincé les espèces autochtones par métissage et compétition écologique dans une grande partie des rivières. Mais on sait moins que ces types de truites, apparus dans des refuges distincts lors des dernières glaciations, peuvent également présenter des caractéristiques écologiques très différentes et donc occuper des habitats différents. Ainsi, plusieurs équipes de recherche ont découvert que ces truites pouvaient coexister sous la forme d'espèces distinctes dans certains cours d'eau naturels. Par contre, les conditions plus homogènes des rivières fortement altérées ne semblent pas permettre une telle coexistence et favorisent la truite atlantique au détriment des

autres souches. Bien que la Suisse ne compte plus qu'un petit nombre de territoires abritant des populations natives de truites marbrées, truites zébrées et autres truites méditerranéennes (Fig. 3C), peu d'efforts coordonnés sont entrepris pour les préserver. Ici encore, ce manque d'intérêt s'explique probablement par le peu de cas que fait la littérature destinée à la pratique de ces différentes espèces relativement jeunes qu'elle regroupe sous la dénomination générale *Salmo trutta* (mais voir également [10]).

Défenseurs de la nature, gestionnaires et spécialistes de l'écologie évolutive doivent travailler ensemble. Pour résumer, il semble donc – que ce soit avec les cichlidés africains, les corégones suisses ou les truites de rivière – que la perte de biodiversité soit causée par l'action simultanée de processus démographiques et évolutifs et que l'apparition et la disparition des espèces soient régies par les mêmes types de facteurs. Pour élaborer des stratégies efficaces de protection de la biodiversité, il est donc indispensable de bien comprendre les deux types de processus et d'avoir conscience de l'importance de préserver non seulement la diversité spécifique actuelle mais aussi la diversité du processus de formation des espèces. Il est donc absolument primordial d'établir un dialogue actif entre écologie évolutive, biologie de la conservation et protection de la nature au niveau national et international. La pauvreté actuelle des contacts et échanges entre ces domaines est un réel danger pour la protection de biodiversité non seulement dans les tropiques mais aussi dans les Alpes. Pour la préservation de la diversité des poissons endémiques de Suisse, le temps nous est en tout cas compté. ○ ○ ○

- [1] Wilson E.O. (2002): The Future of Life. Random House, New York.
- [2] Hendry A.P., Nosil P., Rieseberg L.H. (2007): The speed of ecological speciation. *Functional Ecology* 21, 455–464.
- [3] Seehausen O., Takimoto G., Roy D., Jokela J. (2008): Speciation reversal and biodiversity dynamics with hybridization in changing environments. *Molecular Ecology* 17, 30–44.
- [4] Rosenzweig M.L. (2001): Loss of speciation rate will impoverish future diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98, 5404–5410.
- [5] Seehausen O. (2006): African cichlid fish: a model system in adaptive radiation research. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 273, 1987–1998.
- [6] Seehausen O., Terai Y., Magalhaes I.S., Carleton K.L., Mrosso H.D.J., Miyagi R., van der Sluijs I., Schneider M.V., Maan M.E., Tachida H., Imai H., Okada N. (2008): Speciation through sensory drive in cichlid fish. *Nature* 455, 620–626.
- [7] Seehausen O., van Alphen J.J.M., Witte F. (1997): Cichlid fish diversity threatened by eutrophication that curbs sexual selection. *Science* 277, 1808–1811.
- [8] Vonlanthen P., Roy D., Hudson A.G., Largiader C.R., Bittner D., Seehausen O. (2008): Divergence along a steep ecological gradient in Lake whitefish (*Coregonus sp.*). *Journal of Evolutionary Biology* 22, 498–514.
- [9] Zaugg B., Stucki P., Pedrolì J.-C., Kirchhofer A. (2003): *Pisces, Atlas. Fauna Helvetica* 7. Centre Suisse de Cartographie de la Faune.
- [10] Kottelat M., Freyhof J. (2007): *Handbook of European Freshwater Fishes.*

Espèces invasives – trublions de la diversité ?



Kirstin Kopp, biologiste, est post-doctorante au département d'Ecologie aquatique de l'Eawag. Coauteure : Kirsten Klappert

Lorsqu'elles deviennent invasives, les espèces exogènes sont une des principales causes de diminution de la biodiversité locale. Ce problème concerne aussi bien les organismes terrestres qu'aquatiques. En plus du monitoring classique, la génétique permet d'en savoir plus sur ces nouvelles venues.

Vers la fin du XIX^e siècle, trois espèces d'écrevisse nord-américaines ont été introduites en Europe dans le but de compenser la forte diminution des populations locales. Depuis les années 1970, ces étrangères sont également observées en Suisse où elles évincent les écrevisses autochtones du fait d'une plus grande agressivité, d'une meilleure adaptabilité et d'une très grande fertilité. Malheureusement, les invasives sont également porteuses de l'agent de la peste de l'écrevisse sans en être elles-mêmes affectées. En provoquant leur mort rapide, cette mycose est un agent supplémentaire de la décimation des populations d'écrevisses indigènes suisses.

Cet exemple montre bien tout le danger que représentent les espèces exogènes à forte capacité d'expansion et de reproduction pour la biodiversité. En effet, les espèces invasives sont en interrelation constante avec les autochtones et peuvent, par ricochet, compromettre le bon fonctionnement d'écosystèmes entiers. Leur développement provoque souvent le recul voire la disparition des espèces locales (Fig. 1). Les écosystèmes aquatiques continentaux sont particulièrement sensibles au problème : bien qu'ils ne constituent que 0,01 % de la quantité d'eau présente sur la terre, les milieux d'eau douce abritent environ 12 % de la totalité des espèces actuellement connues. Beaucoup d'entre elles sont endémiques, c'est-à-dire qu'elles ne sont présentes que dans une zone géographique spécifique et bien délimitée. Malgré cette particularité, les organismes aquatiques ne sont pas encore pris en compte dans le Monitoring de la Biodiversité en Suisse ; le macrozoobenthos des cours d'eau (c'est-à-dire l'ensemble des espèces vivant sur le fond des rivières) sera intégré au programme cette année.

Mais en plus de leur impact écologique, les invasions biologiques peuvent aussi avoir des conséquences socio-économiques : baisses de rendement de la pêche et de l'aquaculture suite aux nouvelles maladies, coûts supplémentaires pour l'entretien des infrastructures (conduites envahies par des moules invasives par exemple) etc.

Il est rarement possible d'éliminer l'espèce envahissante et de limiter ainsi ses effets dévastateurs. Il est donc impératif d'empêcher les nouvelles arrivées d'espèces exotiques et d'enrayer la progression des invasives déjà installées. Pour pouvoir évaluer les risques et prendre des mesures efficaces, il est indispensable

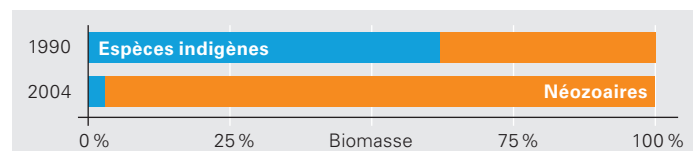
de disposer des connaissances suffisantes sur l'écologie et la génétique de ces espèces exotiques envahissantes.

La moule zébrée et la moule Quagga : des sœurs différentes.

La moule zébrée *Dreissena polymorpha* est une espèce invasive particulièrement efficace. Originaires de la région ponto-caspienne (mer Noire, Caspienne et mer d'Aral), ce bivalve est arrivé en Europe centrale vers la fin du XIX^e siècle à la faveur de l'ouverture des canaux de navigation. Elle a fait son apparition dans les eaux suisses à partir de 1960 où elle a rapidement proliféré [1]. Une seule génitrice peut en effet produire jusqu'à 30 000 larves planctoniques ! Son développement a connu un maximum en Suisse dans les années 1970 et 1980 où elle atteignait des densités de plus de 1000 individus par m². De nombreux oiseaux d'eau, dont le fuligule morillon (*Aythya fuligula*), ont profité de cette manne et ont pu étendre leurs quartiers d'hiver. Contrairement aux mollusques autochtones qui se développent sur sédiment meuble, la moule zébrée se fixe sur des substrats rigides. A défaut, elle se développe sur les coquilles des autochtones qu'elle affaiblit de surcroît en leur faisant concurrence pour la nourriture. On observe aujourd'hui la moule zébrée dans de très nombreux milieux aquatiques suisses mais ses populations sont décimées chaque année jusqu'à environ 8 m de profondeur au niveau des berges par la prédation des oiseaux d'eau.

Un de ses parents proches, la moule Quagga *Dreissena rostriformis bugensis*, est actuellement en forte progression vers la Suisse. Elle a déjà colonisé le Rhin jusqu'à Karlsruhe [2] et ne tardera certainement pas à atteindre les eaux helvétiques. Alors que la moule zébrée est présente jusqu'à 12–15 m de profondeur et ne se reproduit qu'à partir d'une température de l'eau de l'ordre de 12 °C, la moule Quagga se multiplie dès 5 °C et se développe

Fig. 1 : En moins de 15 ans, les invertébrés indigènes ont été presque totalement évincés par des néozoaires. Exemple tiré du Haut Rhin [d'après 6].



jusqu'à 120 m de profondeur. Il faut donc s'attendre à ce que la nouvelle venue puisse se reproduire pratiquement toute l'année sous nos climats. Or les larves planctoniques de cette moule risquent de poser un sérieux problème en venant se fixer dans les conduites de prise d'eau pour l'alimentation en eau potable. Dans les lacs de Zurich et de Constance, celles-ci se situent à une profondeur de 30 à 60 mètres. Une fois qu'elles ont atteint leur taille adulte, les jeunes moules *Quagga* peuvent alors obstruer les conduites, ce qui peut entraîner des coûts très importants pour l'entretien des installations.

Une détection et identification précoce des larves peut être très difficile. A l'âge adulte, la moule zébrée et la moule *Quagga* peuvent être aisément distinguées l'une de l'autre mais les différences morphologiques sont beaucoup moins marquées aux stades de développement antérieurs, ce qui rend une identification difficile. Ce problème est connu d'autres organismes aquatiques dont la détermination des stades larvaires et juvéniles se révèle particulièrement ardue. Or c'est justement à ces stades de développement que les espèces s'installent dans de nouveaux milieux. Le recours à des marqueurs génétiques peut alors apporter une solution en permettant d'identifier les espèces même en l'absence de caractères morphologiques clairement observables.

Ainsi, il est aujourd'hui possible de mettre en évidence des espèces dont on soupçonne seulement la présence sur un site sans avoir à en capturer un seul spécimen. En effet, chaque être vivant laisse des traces de matériel génétique sur son passage. L'analyse d'un échantillon d'eau permet ainsi d'isoler du matériel génétique appartenant à la totalité des organismes vivant dans la masse d'eau, matériel qui peut ensuite être étudié à l'aide de sondes génétiques spécifiques des espèces recherchées. C'est grâce à cette méthode que la présence de la grenouille taureau (*Rana catesbeiana*) a pu être détectée dans les zones humides françaises [3].

Passagers clandestins. Par le passé, des barrières naturelles telles que les montagnes, les océans ou les continents imposaient une limite efficace à l'expansion de la plupart des espèces. La mondialisation des échanges commerciaux avec son cortège de transports aériens et maritimes et la mobilité croissante des individus ont cependant provoqué une migration incontrôlée d'espèces exotiques. Les organismes étrangers voyagent ainsi « en passager clandestin » sur les marchandises transportées ou avec l'équipement des touristes.

Mais un certain nombre d'espèces exotiques ont également été introduites volontairement dans de nouvelles régions. De nombreux animaux et végétaux ont ainsi été disséminés par l'homme bien avant la mondialisation. Ces introductions se concentraient principalement sur les essences forestières, les cultures agricoles et les plantes ornementales, les poissons (truite arc-en-ciel) et le gibier.

Dans les écosystèmes aquatiques, le transport des espèces exogènes s'effectue généralement par les appareillages maritimes (coques de bateaux, fissures et interstices dans les équipements de pêche récréative ou de sports nautiques) ou par les



Fig. 2: Voies d'invasion de la moule zébrée, de la palourde asiatique et du gammarus du Danube.

eaux elles-mêmes. Les principaux vecteurs d'espèces sont les eaux de cale (grandes quantités d'eau transportées par les navires pour leur stabilisation lors des trajets à vide), la navigation fluviale suite à l'ouverture de nouveaux canaux entre bassins (comme le canal Rhin-Main-Danube qui relie l'Europe centrale à la mer Noire) et l'aquaculture (Fig. 2).

Le changement climatique sera également à l'avenir un important facteur d'expansion. Suite au réchauffement et à la modification du régime des précipitations, certaines espèces verront leur aire naturelle de répartition s'élargir ou se déplacer.

Des néobiontes (in)évitables? Une espèce arrivant dans un nouveau milieu (= un néobionte) ne va pas nécessairement pouvoir s'y installer durablement et devenir invasive. Chez les vertébrés, on estime qu'une espèce sur quatre y parvient. On ignore encore quelle est cette proportion chez les néozoaires aquatiques (espèces aquatiques exogènes).

De nombreuses espèces non-indigènes commencent tout d'abord par s'établir localement et par former de petites populations avant de se multiplier et de se propager de façon exponentielle. Les envahisseurs ne sont souvent remarqués qu'au cours de cette phase d'expansion. Il est cependant impossible à long terme de savoir si les effectifs se maintiendront à un niveau maximum, s'ils s'effondreront suite à une phase paroxysmique ou s'ils évolueront de façon cyclique (Fig. 3). Dans le Rhin, la population de moule zébrée s'est effondrée suite à la prolifération en 1989 de l'amphipode *Chelicorophium curvispinum*, autre espèce envahissante en provenance de la mer Noire. Mais l'histoire ne s'arrête

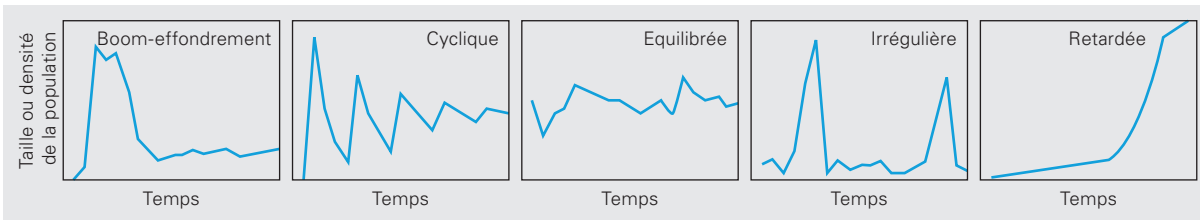


Fig. 3 : Cinq scénarios possibles d'évolution d'une population de moule zébrée ou d'autres espèces exogènes (d'après [7], modifié).

pas là : l'arrivée du gammare du Danube *Dikerogammarus villosus* a à son tour provoqué une chute des effectifs de *Chelicorophium curvispinum* qui a fait remonter en flèche ceux de la moule zébrée. Le recul d'une espèce invasive peut donc être trompeur, car l'espèce ne disparaît jamais totalement d'elle-même.

Etant donné qu'il est presque impossible d'éradiquer une espèce invasive déjà naturalisée, les stratégies de lutte doivent avant tout se concentrer sur une limitation des importations d'espèces exogènes et sur une réduction et un maintien à bas niveau des effectifs des populations isolées. Dans le cas de l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*), cette stratégie a porté ses fruits. A la fin des années 1990, le canton de Zurich en comptait deux populations qui menaçaient fortement l'écrevisse à pattes rouges autochtone. Pour enrayer leur expansion et réguler leurs populations, une importante campagne de pêche à la nasse et une introduction de poissons prédateurs indigènes dans les zones touchées ont été entreprises. Les effectifs ont ainsi pu être réduits de près de 90 % et la propagation de l'écrevisse de Louisiane et de la mycose dont elle est porteuse a pu être stoppée [4].

Des données génétiques révélatrices du potentiel invasif des espèces.

Pour la définition des mesures à engager, les nuisances et dommages déjà occasionnés par l'espèce à combattre jouent un rôle important mais il convient également d'intervenir à titre préventif au niveau des différentes populations susceptibles de devenir nuisibles. Il n'est pas toujours facile de déterminer les priorités d'intervention. L'analyse génétique peut alors constituer une aide précieuse à la décision. La diversité génétique peut ainsi révéler la capacité d'adaptation ou d'évolution d'une population. Très fréquemment, les nouvelles populations d'espèces exogènes se forment à partir d'un très petit nombre d'individus issus de la population d'origine et ne disposent donc que d'un pool génétique très limité. La situation peut devenir critique si deux lignées mères génétiquement différentes (Ouest et Est par exemple) se rencontrent dans un même milieu aquatique et se recombinent. La mise en commun de leur patrimoine génétique accroît alors fortement le pool de l'espèce exogène et si sa nouvelle diversité génétique est plus grande que dans son aire d'origine, il y a un plus fort risque que cette espèce devienne invasive.

Nécessité d'un monitoring des néozoaires. En tant que pays entièrement continental, la Suisse pourrait disposer d'un avantage pour se prémunir des espèces aquatiques exogènes envahissantes. Dans la plupart des cas, ces invasives sont déjà présentes dans les pays voisins et sont véhiculées par le réseau hydrographique. Or étant donné que les voies aquatiques de pénétration

sur le territoire suisse sont peu nombreuses, les entrées de néobiontes pourraient être aisément surveillées. Un monitoring des lacs et cours d'eau basé sur un réseau de surveillance à maillage très fin permettrait non seulement la détection précoce des nouveaux venus mais aussi le suivi de leurs voies de propagation. Une nouvelle espèce peut en effet se disséminer de façon naturelle par migration ou par dérive (notamment aux stades larvaires) ou, comme nous l'avons déjà mentionné, être indirectement transportée par l'homme. Ainsi, le gammare nord-américain *Crangonyx pseudogracilis* qui avait été aperçu en 2007 dans la baie de Bregenz dans le lac de Constance était déjà présent un an plus tard dans les lacs de Pfäffikon et de Greifen [5].

Il sera probablement impossible d'empêcher totalement le développement des néozoaires aquatiques en Suisse. Mais un monitoring régulier des lacs et cours d'eau pourrait permettre une détection précoce de leur présence et un suivi de la progression géographique des différentes espèces. Les méthodes génétiques peuvent livrer des informations précieuses pour sa mise en œuvre. ○ ○ ○

- [1] Burla H., Ribi G. (1998) : Density variation of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* in Lake Zürich, from 1976 to 1988. *Aquatic Science* 60, 145–156.
- [2] Imo M., Seitz A., Johannesen J. (2010) : Distribution and invasion genetics of the quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*) in German rivers. *Aquatic Ecology*, DOI 10.1007/s10452-009-9311-2.
- [3] Ficetola G.F., Miaud C., Pompanon F., Taberlet P. (2008) : Species Detection using environmental DNA from water samples. *Biology Letters* 4, 423–425.
- [4] Frutiger A., Müller R. (2002) : Der Rote Sumpfkrebs im Schübelweiher – Auswertung der Massnahmen 1998–2001 und Erkenntnisse. *Eawag-Bericht*.
- [5] Steinmann P. (2009) : Makrozoobenthos und aquatische Neozoen im Greifensee und Pfäffikersee 2008. Untersuchung im Auftrag der Baudirektion des Kantons Zürich und des Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL).
- [6] Rey P., Ortlepp J., Kury D. (2004) : Wirbellose Neozoen im Hochrhein 2001–2004. *Bundesamt für Umwelt Bafu, Schriftenreihe Umwelt Nr. 380*, 88 S.
- [7] Strayer D.L., Malcom H.M. (2005) : Long-term demography of a zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) population. *Freshwater Biology* 51, 117–130.

Facteurs environnementaux et dynamique planctonique



Piet Spaak, biologiste, dirige le département d'Ecologie aquatique de l'Eawag.
Coauteure: Martina Bauchrowitz

Les modifications qu'apporte l'homme à l'environnement ont une influence sur la diversité naturelle des espèces. Cette relation bien visible au niveau du phytoplancton et du zooplancton est particulièrement flagrante chez les puces d'eau (*Daphnia spec.*). Une bonne raison de les prendre comme modèles pour la recherche sur la biodiversité.

En 1999, les quantités de corégones capturés par les pêcheurs professionnels du lac de Brienz ont subitement chuté de 90 %. Parallèlement à cet effondrement, il s'est avéré que les daphnies avaient presque totalement disparu des eaux du lac. Or il se trouve que ces petits crustacés constituent la base de l'alimentation des corégones. Les études menées à ce sujet par l'Eawag ont montré que l'insuccès de la pêche était effectivement dû à la disparition des daphnies. Plusieurs raisons à cela. Premièrement, les daphnies ont rencontré au printemps 1999 des conditions écologiques défavorables à leur développement car les eaux du lac étaient plus froides qu'en période normale. Deuxièmement, de fortes pluies et des apports importants d'eau de fonte des neiges et glaces avaient fortement augmenté les courants traver-

sant le lac et entraîné une grande partie des daphnies dans l'Aar. Cet exemple met clairement en évidence le rôle fondamental du plancton (cf. encadré) pour l'équilibre faunistique des lacs.

La composition du plancton varie avec la saison. Dans les zones climatiques présentant des saisons bien définies, la plupart des organismes planctoniques sont confrontés de façon récurrente à des conditions défavorables comme par exemple en hiver lorsque les températures chutent et que la luminosité baisse considérablement dans l'eau. Beaucoup d'espèces planctoniques surmontent ces phases difficiles par la survie de quelques individus qui servent d'inoculum lorsque les conditions du milieu s'améliorent. D'autres espèces, dont les daphnies, traversent ces phases sous la forme de kystes ou d'œufs de résistance. C'est pourquoi un lac renferme toujours une communauté planctonique « cachée » composée d'espèces rares à certaines saisons ou en permanence, mais prêtes à former des populations notables en période favorable.

Du fait de cette alternance saisonnière de phases de croissance et de régression des populations, phénomène appelé succession, la communauté planctonique présente des variations incessantes de sa composition qui se trouve dominée par des espèces différentes selon les saisons et les conditions environnementales. Ainsi, le printemps s'amorce par une multiplication des algues planctoniques et l'apparition d'efflorescences algales ou blooms. Cette masse phytoplanctonique sert ensuite de nourriture au zooplancton qui se développe d'autant mieux que le phytoplancton était abondant. Lorsque celui-ci a été totalement consommé, une phase d'eau claire typiquement printanière s'installe. Suivant la richesse nutritive du milieu, d'autres phases de prolifération algale peuvent se produire au cours de l'été.

La succession planctonique dépend de divers facteurs. La succession complexe des phases de croissance du phytoplancton et du zooplancton au sein d'un lac – et donc également la diversité du plancton – peut être influencée et perturbée par divers types de facteurs. Ainsi, la température hivernale de l'eau conditionne le taux de multiplication printanière de la diatomée *Asterionella formosa* [1]. Après un hiver froid, *Asterionella* est en mesure de former un bloom très dense avant que les cellules ne soient

La plupart des organismes planctoniques sont cosmopolites

On appelle plancton l'ensemble des organismes flottant dans l'eau qui ne sont généralement pas en mesure de se déplacer par leurs propres moyens et suivent pour cela les mouvements des masses d'eau [7]. Ce groupe est subdivisé en phytoplancton, zooplancton, bactérioplancton et mycoplancton selon la nature végétale, animale, bactérienne ou fongique des organismes qui le composent.

Contrairement au plancton marin, les représentants du phytoplancton limnique sont cosmopolites : ainsi, il existe peu de différence dans la composition en espèces de lacs similaires des zones tempérées de l'hémisphère nord et de l'hémisphère sud et il n'existe pas un seul genre et très peu d'espèces qui soient limités à l'un ou l'autre des deux hémisphères. Le zooplancton présente une disparité biogéographique plus marquée. Il est en général plus riche en espèces dans l'hémisphère nord que dans l'hémisphère sud.

D'autre part, il existe très peu d'organismes planctoniques endémiques (uniquement présents dans un lac précis). Ainsi, contrairement aux autres groupes du vivant, rares sont les espèces de plancton du lac Baïkal, connu pour son fort taux d'endémisme, à n'avoir été observées que dans ce lac célèbre.

attaquées par un certain parasite. Lorsque l'hiver a été doux, le parasite est actif beaucoup plus tôt et atténue le développement d'*Asterionella* qui perd sa position dominante dans la communauté algale au profit d'espèces moins sensibles.

D'un autre côté, l'abondance des espèces planctoniques dépend de la richesse nutritionnelle du milieu. Ainsi, le développement du plancton est actuellement favorisé dans le monde entier par la surfertilisation des eaux, entraînant des problèmes de turbidité et d'anoxie suite à la consommation excessive d'oxygène due à la dégradation de cette biomasse. Dans ce contexte, le développement des cyanobactéries (algues bleues) est particulièrement problématique car ces organismes produisent des toxines potentiellement dangereuses pour le zooplancton. La communauté scientifique estime que ces processus vont s'intensifier avec le réchauffement climatique [2].

La daphnie, modèle d'étude des modifications du milieu.

Comme nous l'avons déjà indiqué, les daphnies jouent un rôle fondamental dans les réseaux trophiques des lacs européens de basse altitude. Elles se nourrissent de phytoplancton et d'autre matière organique et servent elles-mêmes de nourriture à la faune piscicole. Etant donné leur forte sensibilité aux variations des conditions environnementales, les daphnies sont utilisées comme modèle dans la recherche, notamment en écotoxicologie. Dans nos propres projets, nous nous sommes particulièrement intéressés à l'influence des modifications du milieu sur la diversité des daphnies.

Les lacs suisses abritent principalement trois espèces de puce d'eau (*D. galeata*, *D. cucullata* et *D. longispina*) qui appartiennent toutes au complexe *Daphnia longispina* et sont capables de se croiser entre elles (hybridation). La composition de la communauté de daphnies varie selon les lacs en fonction, notamment, de leur statut trophique ou richesse nutritive (Fig. 1). Dans une étude menée dans 43 lacs du nord et du sud des Alpes, nous avons observé que *D. galeata* affectionnait les lacs riches en matières

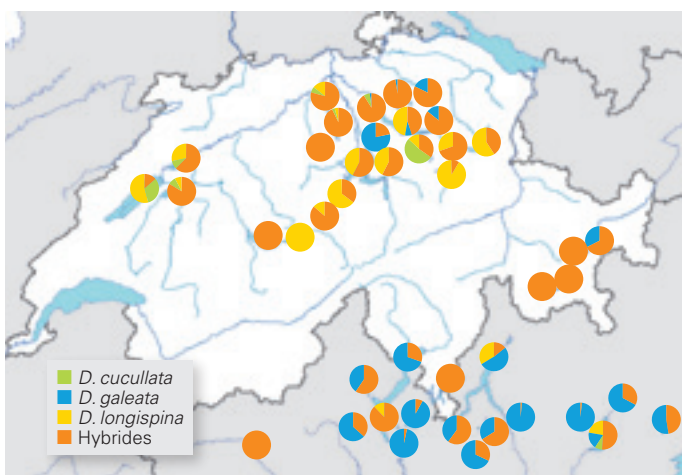
nutritives (eutrophes) tandis que *D. longispina* préférait les lacs pauvres (oligotrophes). Les hybrides étaient quant à eux fortement représentés dans les lacs dont les teneurs en phosphore avaient fortement changé [3]. Dans une autre étude, nous nous sommes penchés sur les œufs de résistance de daphnie (épipies) contenus dans des carottes sédimentaires prélevées au fond des lacs de Greifensee et de Constance. Il s'est avéré qu'avant 1900, c'est-à-dire avant l'eutrophisation des eaux, les deux lacs n'abritaient que *D. longispina*. Avec l'augmentation des teneurs en nutriments, *D. galeata* est ensuite apparue dans les lacs et s'est hybridée avec *D. longispina* [4]. Ces hybrides sont actuellement fréquents dans les deux lacs où ils dominent certaines années la communauté de daphnies.

Daphnia galeata conquiert les lacs eutrophes. Pour savoir si l'eutrophisation était réellement à l'origine de l'installation de *D. galeata* dans les lacs de Greifensee et de Constance, nous avons étudié les trois grands lacs les plus pauvres de Suisse: le lac de Thoune, le lac de Walenstadt et le lac de Brienz [5]. Alors que les concentrations en phosphore y étaient encore inférieures à 5 µg/l avant la fin des années 1950, elles ont ensuite fortement augmenté pour atteindre 20–30 µg/l au début des années 1980. Grâce aux efforts entrepris, ces teneurs sont aujourd'hui redescendues en dessous de 5 µg/l. Le lac de Brienz présente une production primaire particulièrement faible car une partie de son phosphore est liée aux matières en suspension provenant de la fonte des glaciers et n'est donc pas accessible à la biocénose aquatique.

Pour estimer la composition de la communauté de daphnies pendant ces différentes périodes, nous avons étudié les épipies contenues dans les différentes couches de carottes sédimentaires extraites des lacs. Jusqu'au début de la période d'eutrophisation, *D. longispina* était la seule espèce présente. Curieusement, toutefois, nous n'avons trouvé aucune trace de formes de résistance de daphnie dans les sédiments du lac de Brienz déposés avant 1950. Il semble donc qu'il n'y ait pas eu dans le lac de population stable de daphnies avant cette date. A l'inverse du lac de Brienz, l'espèce invasive *D. galeata* a pu s'établir dans ceux de Thoune et de Walenstadt pendant la phase d'eutrophisation et s'y hybrider avec l'espèce locale *D. longispina*. Et alors que *D. galeata* disparaissait à mesure que les deux lacs s'appauvrissaient, les hybrides y sont encore très fréquents (Fig. 2). Conclusion: les modifications anthropogéniques des conditions environnementales peuvent avoir des conséquences massives sur la composition du plancton même lorsqu'elles sont peu marquées comme dans le cas du lac de Brienz.

Les daphnies ont une formidable capacité d'adaptation. Si l'on fait éclore des œufs de résistance de daphnie en laboratoire, les puces d'eau obtenues présentent une adaptation étonnante aux conditions environnementales de leur époque de ponte. Ainsi, les daphnies écloses à partir des couches sédimentaires les plus anciennes du lac de Greifensee survivent plus longtemps à de fortes concentrations de plomb que celles de sédiments plus récents. Elles présentent donc une meilleure adaptation au contexte

Fig. 1 : Composition de la communauté de daphnies dans 43 lacs du nord et du sud des Alpes (d'après [4], modifié).



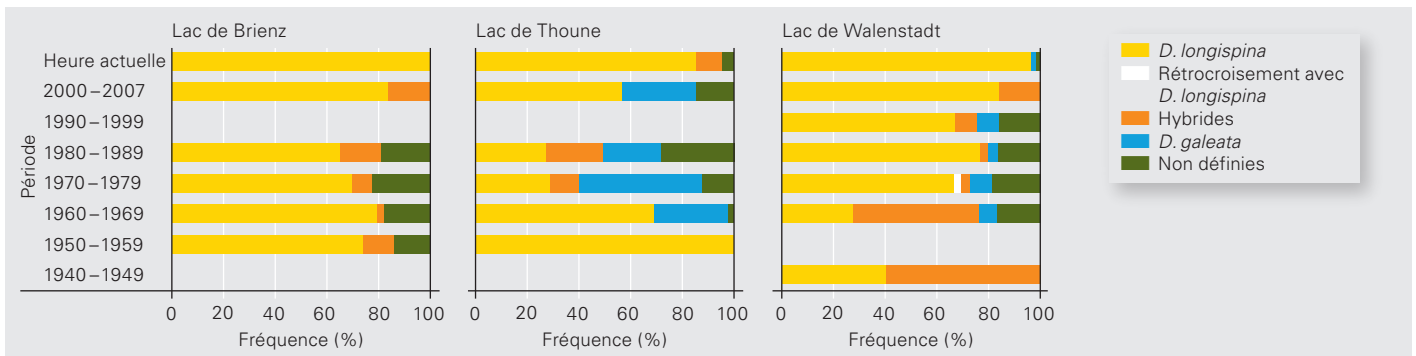


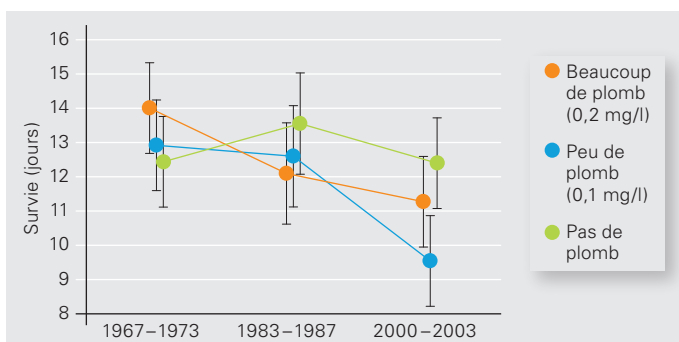
Fig. 2: Evolution de la composition de la communauté de daphnies de trois lacs suisses pauvres en nutriments depuis les années 1940.

environnemental de l'époque puisque, en effet, les teneurs en plomb dans le milieu naturel n'ont baissé qu'avec la diminution puis l'interdiction de l'emploi de l'essence au plomb en 2000 (Fig. 3). Des adaptations similaires ont également été observées en rapport avec la qualité et la quantité des nutriments disponibles [6]: les daphnies dont les parents avaient vécu à l'époque d'eutrophisation maximale du lac de Constance présentaient ainsi une meilleure croissance que les autres en présence de grandes quantités d'algues vertes riches en phosphore.

Ces processus micro évolutifs sont l'expression de la forte pression de sélection exercée par les modifications anthropogéniques des conditions environnementales sur les populations de daphnies. Les résultats de nos études montrent cependant aussi la grande flexibilité que possèdent ces organismes aquatiques de par leur double capacité à survivre aux périodes défavorables sous la forme d'œufs de résistance et à s'approprier les avantages d'autres espèces de daphnie par hybridation. Grâce à ces propriétés, la puce d'eau est capable de s'adapter aux modifications même sévères de son environnement.

Le plancton joue un rôle fondamental dans les réseaux trophiques. Dans l'ensemble, nos recherches sur le modèle planctonique *Daphnia* montrent quels effets les facteurs environ-

Fig. 3: Les daphnies obtenues à partir d'œufs de résistance d'âges différents sont plus résistantes au plomb lorsque leurs parents ont vécu dans un milieu qui en était riche. L'utilisation du plomb dans les essences n'a été interdite qu'en l'année 2000.



nementaux peuvent avoir sur la croissance et donc sur la composition des communautés de daphnies. Et des résultats similaires pourraient probablement être obtenus avec d'autres organismes planctoniques. La possibilité de développement des différentes espèces de plancton et la nature de celles qui s'implantent dans un lac ont d'autre part une influence sur la mosaïque d'organismes de l'écosystème et donc sur la diversité des autres espèces. Pour se représenter cette relation, il suffit de se rappeler l'épisode d'effondrement des captures de corégones dans le lac de Brienz suite à la disparition des populations de daphnies.

De par leur cosmopolitisme, les organismes planctoniques sont globalement moins menacés que d'autres. Mais leur position cruciale dans les réseaux trophiques exige une surveillance à long terme comme celle qui est déjà pratiquée pour certains organismes aquatiques. Au niveau du plancton, la préservation de la biodiversité passe dans tous les cas par celle des habitats. ○ ○ ○

- [1] Ibelings B.W., Gsell A., Mooij W.M., van Donk E., Van den Wyngaert S. and De Senerpont Domis L.N. (submitted): Chytrid infections of diatom spring blooms: is climate warming reducing epidemic development, and yet detrimental for the host?
- [2] Paerl H.W. and Huisman J. (2008): Climate – Blooms like it hot. *Science* 320, 57–58.
- [3] Keller B., Wolinska J., Manca M. and Spaak P. (2008): Spatial, environmental and anthropogenic effects on the taxon composition of hybridizing *Daphnia*. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363, 2943–2952.
- [4] Brede N., Sandrock C., Straile D., Jankowski T., Spaak P., Streit B. and Schwenk K. (2009): The impact of human-made ecological changes on the genetic architecture of *Daphnia* species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106, 4758–4763.
- [5] Rellstab C., Keller B., Girardclos S., Anselmetti F., Spaak P. (submitted): Anthropogenic eutrophication shapes the past and present taxonomic composition of hybridizing *Daphnia* in unproductive lakes.
- [6] Hairston N.G.Jr., Lampert W., Caceres C.E., Holtmeier C.L., Weider L.J., Gaedke U., Fischer J.M., Fox J.A., Post D.M. (1999): Lake ecosystems: Rapid evolution revealed by dormant eggs. *Nature* 401, 446–446.
- [7] Sommer U. (1994): *Planktologie*. Springer 274 pp.



Evelyne Marendaz Guignet, ingénieure agronome, dirige la division Gestion des espèces de l'Office fédéral de l'environnement OFEV.

Une stratégie de la biodiversité pour la Suisse

La biodiversité est la base de notre existence. Le maintien et le développement de la diversité biologique constituent donc un devoir fondamental de nos sociétés et une nécessité économique de premier ordre. Au niveau national, l'office fédéral de l'environnement a été chargé par le Conseil fédéral de l'élaboration d'une stratégie de la biodiversité.

Les écosystèmes stockent du CO₂, fournissent de l'eau potable, créent et entretiennent des sols fertiles, produisent des ressources alimentaires, du bois et des fibres, protègent les populations humaines des avalanches, éboulements et inondations, livrent des substances actives pour la recherche médicale et fournissent les matières premières nécessaires à la fabrication de produits et technologies que nous utilisons quotidiennement. Ces biens et services rendus par les écosystèmes sont le résultat de l'activité d'une multitude d'organismes qui vont des bactéries aux mammifères en passant par les champignons et les végétaux et qui, en interaction incessante les uns avec les autres, constituent un réseau fonctionnel complexe à la base de l'équilibre écologique de la nature.

La base de tous les processus naturels est la biodiversité. Celle-ci comprend la totalité des informations génétiques véhiculées par les organismes (génome), la totalité des espèces (animaux, végétaux, champignons, bactéries), la diversité génétique à l'intérieur des espèces (sous-espèces, variétés, races, etc.), les différents écosystèmes formés et entretenus par les espèces (zones humides, milieux aquatiques, forêts, etc.) et l'ensemble des interactions se produisant entre ces niveaux et en leur sein.

Préserver les fonctions des écosystèmes. Les milieux aquatiques fournissent eux aussi des biens et services écologiques aussi multiples qu'indispensables: le transport sans danger de l'eau et des sédiments, la formation des eaux souterraines, l'écrêtement des crues et la dégradation des polluants organiques. Les cours d'eau, qui parcourent le paysage comme de véritables veines, jouent un rôle prépondérant pour la connectivité des biotopes. Les multiples lacs, étangs, fleuves, rivières et ruisseaux sont d'autre part des éléments marquants du paysage et présentent une forte valeur récréative. Enfin, les milieux aquatiques sont le lieu de vie d'une multitude d'espèces animales et végétales. A l'échelle de la planète, les eaux continentales ne couvrent que 0,8 % de la surface des terres émergées mais abritent près de 12 % de la faune mondiale. En Suisse, 8 % des espèces animales et près de 4 % des végétaux (plantes aquatiques uniquement) sont inféodés aux milieux aquatiques.

Pour que ces milieux aquatiques puissent fournir leurs services écosystémiques, ils doivent être en mesure de remplir leurs

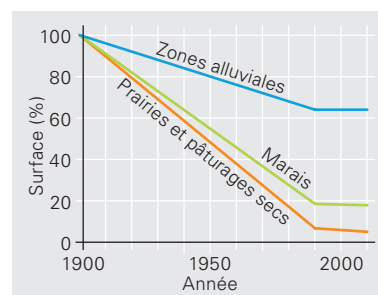
fonctions écologiques. Ainsi, la protection de la biodiversité est aussi celle des ressources nécessaires à notre existence. Aucun usage humain ne devrait donc logiquement compromettre les prestations écologiques des écosystèmes. Mais dans la réalité, cette règle fondamentale n'a pas été respectée: l'espace disponible pour les milieux aquatiques a été fortement réduit et profondément remodelé au cours des deux derniers siècles (Fig. 1). Les Listes rouges reflètent cette situation (Fig. 2): plus de 60 % des plantes aquatiques sont considérées comme menacées – elles constituent donc de loin le groupe écologique le plus fortement représenté.

D'après une estimation fédérale basée sur des relevés cantonaux, un quart des cours d'eau suisses présente une qualité morphologique insuffisante suite par exemple à une stabilisation des berges et du fond ou à une exploitation trop intensive des rives. Une part non négligeable du linéaire est d'autre part enterrée ou mise sous tuyau. Moins de la moitié des cours d'eau dispose d'un espace de liberté suffisant et de rives adaptées à leur fonctionnement écologique.

La qualité des eaux est compromise par un grand nombre de facteurs. Une réduction trop importante des débits suite à l'exploitation hydroélectrique des cours d'eau (débits résiduels) réduit par exemple l'habitat disponible et modifie la dynamique fluviale.

Fig. 1: Fort recul de milieux naturels précieux. Les zones alluviales, les marais ou les prairies et pâturages secs, autrefois très répandus, ont nettement régressé depuis 1990. Les zones alluviales ont surtout été sacrifiées lors des corrections des eaux; les marais ont été exploités pour leur tourbe ou transformés en surfaces agricoles; quant aux prairies et pâturages secs, ils ont été cultivés de manière toujours plus intensive ou ont été laissés en friche et se

sent reboisés. Entre 1990 et 2010, les zones alluviales ont ainsi perdu 36 % de leur surface, les marais 82 % et les prairies et pâturages secs 95 %. Mais il ne faut pas oublier que de grandes mutations s'étaient déjà amorcées avant 1900. Ainsi, les zones alluviales ont perdu 71 % de leur surface dans la période allant de 1850 à nos jours (d'après [1]).



La présence de micropolluants dans l'eau (perturbateurs endocriniens, produits biocides, médicaments, nanoparticules, etc.) pose d'autre part un nouveau type de problèmes et peut influencer sur la biodiversité.

Dans de nombreux endroits, les espèces exogènes invasives ont fait disparaître les espèces natives. Certains tronçons de rivière sont totalement dominés par des néozoaires comme la palourde asiatique. Depuis la première apparition des néozoaires dans le Haut-Rhin aux alentours de 1995, certaines espèces autochtones ont disparu ou se sont considérablement raréfiées. Les changements climatiques viennent encore aggraver la situation de la biodiversité. Ainsi, le lac de Zurich s'est réchauffé de plus de 1°C en surface et de près de 0,5°C à 20 mètres de profondeur au cours des 40 dernières années.

Nous avons peu de tâches aussi importantes à remplir que celle de préserver et de promouvoir les bases naturelles de la vie et les multiples fonctions et services des écosystèmes. Or la diversité biologique en est le fondement. La grande variété des facteurs menaçant l'équilibre des milieux aquatiques montre bien que pour les générations actuelles et futures, la préservation de la biodiversité ne se fera pas sans un effort de toute la société indépendamment des secteurs d'activité et des régions d'appartenance et engagera la responsabilité commune de l'Etat, des milieux économiques et de la société civile. D'autre part, elle correspond à une mission fixée par la Constitution fédérale: son but est la conservation durable des ressources naturelles (art. 2 al. 4 Cst).

Elaborer des instruments efficaces. La Suisse dispose en principe d'un large éventail d'instruments d'encouragement de formes durables d'exploitation de l'espace et des ressources, d'encadrement de mesures touchant au paysage, de lutte contre la pollution chimique et de conservation des espèces et habitats. Toutefois, les scientifiques et administratifs et l'OCDE ne cessent de souligner lors de leurs études de contrôle de l'atteinte des objectifs que les instruments et mesures engagés jusqu'à présent sont judicieux et même dans une certaine mesure efficaces, mais qu'ils sont loin d'être suffisants. Ils n'ont ainsi pas permis d'enrayer la perte insidieuse d'habitats et des espèces qui leur étaient inféodées ou de stopper la dégradation de la qualité des milieux. Les instruments et moyens dont nous disposons actuellement ne permettent donc pas d'inverser réellement la tendance (Tableau). Nous avons besoin d'objectifs mesurables et de priorités clairement définies. D'autre part, des déficits existent également au niveau de la mise en application des lois et de la coordination des efforts entre les niveaux fédéral, cantonal et communal et entre les différentes politiques sectorielles (agriculture et protection des eaux par exemple). De plus, les instruments et mesures mis en place n'interviennent pas encore dans tous les domaines. Parallèlement à cela, les préoccupations concernant la biodiversité ne jouent pas encore un rôle suffisant dans les décisions politiques et la pesée des intérêts en jeu dans les divers domaines.

En conséquence, la biodiversité se poursuit en Suisse. Pourtant, la Suisse comme les autres pays signataires de la Convention sur la diversité biologique s'était fixé pour objectif en 2002 de

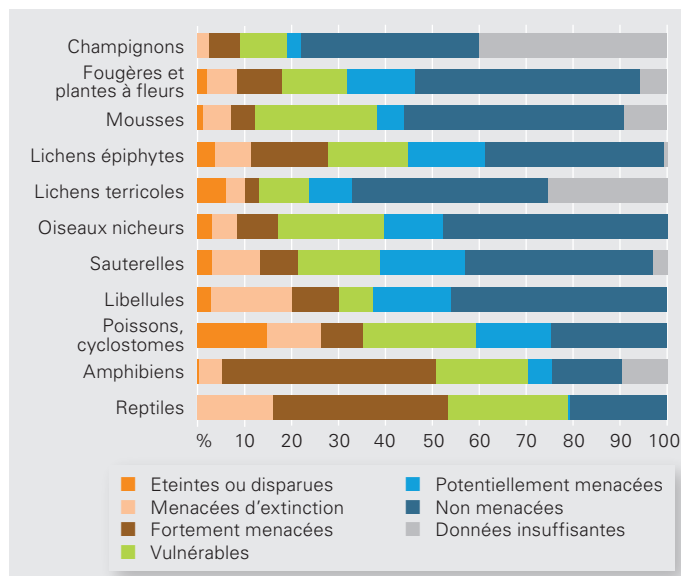


Fig. 2: En Suisse, les listes rouges contiennent un nombre variable d'espèces selon les groupes. Parmi les vertébrés, les amphibiens et les reptiles sont les plus menacés puisqu'ils y figurent avec respectivement 70 % et 79 % des espèces. Le pourcentage élevé de cas pour lesquels les données à disposition sont insuffisantes montre dans quels domaines la recherche doit être intensifiée [OFEVI].

réduire significativement les pertes de biodiversité d'ici 2010 aux échelons mondial, régional et national. Les pays européens, dont la Suisse, sont allés encore plus loin en déclarant leur volonté de stopper le recul de la diversité biologique d'ici 2010 à l'occasion de la 5^{ème} Conférence Ministérielle « Un Environnement pour l'Europe » qui se tenait à Kiev en mai 2003. Cet objectif n'a été atteint ni au niveau régional, ni au niveau national et encore moins

Evolution de la biodiversité suite à l'exploitation des eaux entre 1900 et 2010 (d'après [1]).

	1900–1990	1991–2010
Milieux		
Cours d'eau	↘	↔↔
Lacs	↘	↔↔
Points d'eau temporaires (mares et flaques)	↘	↔
Zones alluviales	↘	↔
Sources	↘	↔
Groupes d'organismes		
Amphibiens	↘	↔
Poissons	↘	↔
Invertébrés	↘	↔
Plantes vasculaires	↘	↔
Diversité génétique		
Poissons	↔	↔

↔↔ Faible augmentation/diminution de la biodiversité
 ↘↘ Forte augmentation/diminution de la biodiversité
 ↔ Biodiversité inchangée
 ◻ Faible niveau initial
 ◻ Niveau initial moyen
 ◻ Fort niveau initial
 ◻ Pas d'informations disponibles



La palourde asiatique est une espèce invasive qui progresse en Europe depuis le milieu des années 1980 (cf. également Fig. 2, p. 23)

mondial. L'Union européenne (UE) s'est donc fixé un nouvel objectif: enrayer les pertes de biodiversité et de services écosystémiques d'ici 2020 et rétablir les services écosystémiques perdus dans la mesure du possible.

Assurer durablement la pérennité de la biodiversité. En Suisse, le Parlement a décidé en septembre 2008 d'inscrire l'élaboration d'une stratégie en faveur du maintien et du développement de la biodiversité dans le programme de la législature 2007 à 2011. Les travaux d'élaboration de la Stratégie Biodiversité Suisse ont débuté en janvier 2009 sous la tutelle du Département de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication (DETEC). Le projet est accompagné par un groupe d'experts rassemblant des représentants des offices fédéraux, des cantons, des milieux économiques et scientifiques ainsi que des groupements d'intérêts.

La stratégie nationale pour la biodiversité met l'accent sur les domaines d'intervention jugés prioritaires au vu des analyses disponibles au niveau national et international. D'autre part, elle intervient sur les points jugés utiles pour concrétiser ou compléter des programmes, concepts et plans d'action politiques existants ou menés en parallèle. Le Conseil fédéral a déjà défini l'axe principal autour duquel doit s'articuler la nouvelle stratégie: « La biodiversité est variée et en mesure de réagir aux changements. Ainsi, la biodiversité et ses services écosystémiques doivent être préservés à long terme. » La démarche devant permettre d'atteindre cet objectif se base sur quatre grands principes:

- ▶ Définition de surfaces prioritaires de protection et de développement de la biodiversité garanties par la loi.
- ▶ Utilisation durable des ressources.
- ▶ Sensibilisation de la société au rôle essentiel de la biodiversité pour la vie humaine, meilleure prise en compte et promotion des services écosystémiques dans l'économie.
- ▶ Conscience accrue de la responsabilité de la Suisse pour la préservation de la biodiversité dans le monde.

Une nécessité d'ordre économique. Les économistes de l'environnement comparent un écosystème préservé et varié pourvu d'un large spectre d'espèces et de gènes adaptés à leur milieu à un portefeuille d'actions diversifié. Chaque espèce de l'écosystème réagit différemment aux changements. Lorsque plusieurs espèces sont présentes, la probabilité d'une défaillance des fonctions de l'écosystème et donc des services écosystémiques – suite par exemple à une grande sécheresse – est plus faible.

Donc, plus un écosystème est diversifié, plus sa résilience, c'est-à-dire sa capacité à tolérer les changements sans altération de ses fonctions, de sa structure ou de ses performances, est élevée. Dans le contexte des changements climatiques et bouleversements environnementaux qui nous attendent, la préservation de la résilience des systèmes au sens d'une assurance contre les imprévus et intempéries est essentielle. Le principe de précaution doit donc dorénavant être appliqué avec beaucoup plus de sérieux et de constance que par le passé.

En général, les responsables de l'érosion de la biodiversité n'assument pas les coûts ni ne subissent les dommages consécutifs à leurs actes. Ce « dysfonctionnement du marché » (au sens de l'économie du bien-être) typique du secteur environnemental contribue fortement à la surexploitation ou à l'amointrissement de la biodiversité. La stratégie suisse de la biodiversité pourrait inciter à une application plus généralisée et à un développement du principe de précaution dans une optique de préservation des services écosystémiques.

Un aspect important de la nouvelle stratégie pour la biodiversité concerne la responsabilité de la Suisse dans l'érosion et donc le maintien de la biodiversité mondiale. Depuis le milieu du siècle dernier, la consommation de ressources de la Suisse – exprimée en termes d'empreinte écologique – a atteint un niveau plusieurs fois supérieur à celle que sa surface lui autoriserait. Les activités d'extraction des matières premières puis de fabrication, d'utilisation et d'élimination ou de recyclage des produits que nous consommons ont toutes une influence directe ou indirecte sur la biodiversité dans le monde.

En se munissant de la stratégie actuellement en préparation pour la biodiversité, la Suisse répond aux exigences de l'article 6 de la Convention sur la diversité biologique. De nombreux pays signataires de cette Convention – dont plusieurs pays en développement – ont déjà élaboré et commencé à mettre en œuvre leur propre stratégie pour le maintien et le développement de la biodiversité. Dans son propre intérêt, la Suisse ne doit pas rester en retrait. Par la diversité des mesures qu'elle prévoit, la Stratégie Biodiversité Suisse devrait permettre de préserver durablement nos ressources naturelles, notre « capital nature », qui constituent la base de notre existence. Concrètement, elle vise une amélioration de la qualité des milieux et prévoit la définition de nombreuses surfaces prioritaires de protection de la biodiversité qui soient connectées entre elles de façon optimale. La stratégie de la biodiversité ne s'adresse pas uniquement aux services fédéraux, cantonaux et communaux mais bien à l'ensemble des acteurs de notre société. En effet, elle ne peut être appliquée efficacement que si la biodiversité devient l'affaire de chacun, à tous les niveaux de la société et dans tous les secteurs d'activité. Investissons ensemble dans les infrastructures de la vie ! Cela en vaut la peine !



[1] Lachat T., Pauli D., Gonseth Y., Klaus G., Scheidegger C., Vittoz P., Walter T. (éd.) (2010): Evolution de la biodiversité en Suisse depuis 1900. Avons-nous touché le fond? Bristol-Stiftung, Zurich; Editions Haupt, Berne, 435 p.

Publications

Vous trouverez sur le site http://library.eawag-empa.ch/eawag_publications.html une base de données contenant toutes les publications de l'Eawag (y compris les résumés des différents articles). Les publications d'accès libre (« open access »-publications) peuvent être téléchargées gratuitement. La base de données permet une recherche par auteur, par titre ou par mots-clés. Assistance en cas de difficulté: library@eawag-empa.ch

Abegglen C., Escher B.I., Hollender J., Siegrist H., von Gunten U., Zimmermann S., Häner A., Ort C., Schärer M. (2010): Ozonung von gereinigtem Abwasser zur Elimination von organischen Spurenstoffen. Großtechnischer Pilotversuch Regensdorf (Schweiz). KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 57 (2), 155–160.

Aeberhard P.C., Arey J.S., Lin I.C., Rothlisberger U. (2009): Accurate DFT descriptions for weak interactions of molecules containing sulfur. Journal of Chemical Theory and Computation 5 (1), 23–28.

Adamtey N., Cofie O., Ofori-Budu K.G., Ofori-Anim J., Laryea K.B., Forster D. (2010): Effect of N-enriched co-compost on transpiration efficiency and water-use efficiency of maize (*Zea mays* L.) under controlled irrigation. Agricultural Water Management 97 (7), 995–1005.

Alder A.C., Schaffner C., Majewsky M., Klasmeier J., Fenner K. (2010): Fate of β -blocker human pharmaceuticals in surface water: Comparison of measured and simulated concentrations in the Glatt Valley Watershed, Switzerland. Water Research 44 (3), 936–948.

Amaral H.I.F., Berg M., Brennwald M.S., Hofer M., Kipfer R. (2010): $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ Analysis of Ultra-Trace Amounts of Volatile Organic Contaminants in Groundwater by Vacuum Extraction. Environmental Science and Technology 44 (3), 1023–1029.

Ammann A.A. (2010): Arsenic speciation by gradient anion exchange narrow bore ion chromatography and high resolution inductively coupled plasma mass spectrometry detection. Journal of Chromatography A 1217 (14), 2111–2116.

Andersson J.C.M., Zehnder A.J.B., Jewitt G.P.W., Yang H. (2009): Water availability, demand and reliability of *in situ* water harvesting in smallholder rain-fed agriculture in the Thukela River Basin, South Africa. Hydrology and Earth System Sciences 13 (12), 2329–2347.

Aeppli C., Hofstetter T.B., Amaral H.I.F., Kipfer R., Schwarzenbach R.P., Berg M. (2010): Quantifying *in situ* transformation rates of chlorinated ethenes by combining compound-specific stable isotope analysis, groundwater dating, and carbon isotope mass balances. Environmental Science and Technology 44 (10), 3705–3711.

Arey J.S., Aeberhard P.C., Lin I.C., Rothlisberger U. (2009): Hydrogen bonding described using dispersion-corrected density functional theory. Journal of Physical Chemistry B 113 (14), 4726–4732.

Arvola L., George G., Livingstone D.M., Järvinen M., Blenckner T., Dokulil M.T., Jennings E., Nic Aonghusa C., Nöges P., Nöges T., Weyhenmeyer

G.A. (2010): The impact of the changing climate on the thermal characteristics of lakes. In: George D.G. (Ed.) The Impact of Climate Change on European Lakes, Springer, The Netherlands, 85–101.

Baumann M., Hoehn E., Holzschuh R., Jordan P., Kuratli E., Rist O. (2009): Das regionale Grundwassermodell – ein Instrument für die nachhaltige Bewirtschaftung des Thurtaler Grundwassers. In: Baumann M., Jordan P., Hoehn E., Geisser H. (Eds.) Ein neues Grundwassermodell für das Thurtal, Thurgauische Naturforschende Gesellschaft, Switzerland, 189–200.

Baumann M., Hoehn E., Jordan P. (2009): Die 2. Thurgauer Thurkorrektur erfordert einen neuen Blick auf das Thurtaler Grundwasser. In: Baumann M., Jordan P., Hoehn E., Geisser H. (Eds.) Ein neues Grundwassermodell für das Thurtal, Thurgauische Naturforschende Gesellschaft, Switzerland, 7–16.

Baumann M., Hoehn E., Jordan P. (2009): Einsatz des neuen Grundwassermodells im Rahmen der 2. Thurgauer Thurkorrektur. In: Baumann M., Jordan P., Hoehn E., Geisser H. (Eds.) Ein neues Grundwassermodell für das Thurtal, Thurgauische Naturforschende Gesellschaft, Switzerland, 189–200.

Blaser P.C., Coetsiers M., Aeschbach-Hertig W., Kipfer R., Van Camp M., Loosli H.H., Walraevens K. (2010): A new groundwater radiocarbon correction approach accounting for palaeoclimate conditions during recharge and hydrochemical evolution: The Ledo-Paniselian Aquifer, Belgium. Applied Geochemistry 25 (3), 437–455.

Bluemling B., Pahl-Wostl C., Yang H., Mosler H.J. (2010): Implications of stakeholder constellations for the implementation of irrigation rules at jointly used wells – cases from the North China Plain. China Society & Natural Resources 23 (6), 557–572.

Bluemling B., Yang H., Mosler H.J. (2010): Adoption of agricultural water conservation practices – a question of individual or collective behaviour? The case of the North China Plain. Outlook on Agriculture 39 (1), 7–16.

Bogdal C., Schmid P., Anselmetti F.S., Scheringer M. (2010): See-Sedimente als Zeugen der Schadstoffbelastung. Nachrichten aus der Chemie 58 (5), 561–564.

Borch T., Kretzschmar R., Kappler A., van Cappellen P., Ginder-Vogel M.A., Voegelin A., Campbell K.M. (2010): Biogeochemical redox processes and their impact on contaminant dynamics. Environmental Science and Technology 44 (1), 15–23.

Bosshard F., Berney M., Scheifele M., Weilenmann H.U., Egli T. (2009): Solar disinfection

(SODIS) and subsequent dark storage of *Salmonella typhimurium* and *Shigella flexneri* monitored by flow cytometry. Microbiology 155 (4), 1310–1317.

Bradac P., Behra R., Sigg L. (2009): Accumulation of Cadmium in Periphyton under Various Freshwater Speciation Conditions. Environmental Science and Technology 43 (19), 7291–7296.

Bradac P., Wagner B., Kistler D., Traber J., Behra R., Sigg L. (2010): Cadmium speciation and accumulation in periphyton in a small stream with dynamic concentration variations. Environmental Pollution 158 (3), 641–648.

Brown J.L., Maan M.E., Cummings M.E., Summers K. (2010): Evidence for selection on coloration in a Panamanian poison frog: A coalescent-based approach. Journal of Biogeography 37 (5), 891–901.

Bryant L.D., Lorrai C., McGinnis D.F., Brand A., Wüest A., Little J.C. (2010): Variable sediment oxygen uptake in response to dynamic forcing. Limnology and Oceanography 55 (2), 950–964.

Bucheli-Witschel M., Egli T. (2010): Growth of hydrocarbon-degrading bacteria in continuous culture. In: Timmis K.N. (Ed.) Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology, Springer, 3529–3541.

Bucheli-Witschel M., Hafner T., Rüegg I., Egli T. (2009): Benzene degradation by *Ralstonia pickettii* PKO1 in the presence of the alternative substrate succinate. Biodegradation 20 (3), 419–431.

Burkhardt M., Junghans M., Zuleeg S., Boller M., Schoknecht U., Lamani X., Bester K., Vonbank R., Simmler H. (2009): Biozide in Gebäudefassaden – ökotoxikologische Effekte, Auswaschung und Belastungsabschätzung für Gewässer. Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 21 (1), 36–47.

Burkhardt M., Zuleeg S., Marti T., Boller M., Vonbank R., Brunner S., Simmler H., Carmeliet J., Chèvre N. (2009): Biocides dans les eaux de façades – Solutions à trouver. Bulletin de l'ARPEA 241, 13–16.

Burkhardt M., Zuleeg S., Marti T., Boller M., Vonbank R., Brunner S., Simmler H., Carmeliet J. (2009): Schadstoffe aus Fassaden. Tec21 3–4, 28–31.

Burkhardt M., Zuleeg S., Vonbank R., Haag R., Schmid P., Hean S., Bester K., Boller M. (2009): Diffuse Belastung von Regenabwasser durch organische Problemstoffe und offene Fragen zum Regenwasser-Management. Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft 70, 37–42.

Calogovic J., Albert C., Arnold F., Beer J., Desorgher L., Flückiger E.O. (2010): Sudden cosmic

ray decreases: No change of global cloud cover. *Geophysical Research Letters* 37, L03802, 5 pp.

Gastaneda L.E., Sandrock C., Vorburger C. (2010): Variation and covariation of life history traits in aphids are related to infection with the facultative bacterial endosymbiont *Hamiltonella defensa*. *Biological Journal of the Linnean Society* 100, 237–247.

Del Sontro T., McGinnis D.F., Sobek S., Ostrovsky I., Wehrli B. (2010): Extreme methane emissions from a Swiss hydropower reservoir: Contribution from bubbling sediments. *Environmental Science and Technology* 44 (7), 2419–2425.

Diener S., Zurbrugg C., Tockner K. (2009): Conversion of organic material by black soldier fly larvae: Establishing optimal feeding rates. *Waste Management and Research* 27 (6), 603–610.

Dittmar J., Voegelin A., Roberts L.C., Hug S.J., Saha G.C., Ashraf Ali M., Badruzzaman A.B.M., Kretzschmar R. (2010): Arsenic accumulation in a paddy field in Bangladesh: Seasonal dynamics and trends over a three-year monitoring period. *Environmental Science and Technology* 44 (8), 2925–2931.

Dokulil M.T., Teubner K., Jagsch A., Nickus U., Adrian R., Straile D., Jankowski T., Herzig A., Padisak J. (2010): The Impact of Climate Change on Lakes in Central Europe. In: George D.G. (Ed.) *The Impact of Climate Change on European Lakes*, Springer, The Netherlands, 387–409.

Escher B.I., Bramaz N., Lienert J., Neuwöhner J., Straub J.O. (2010): Mixture toxicity of the antiviral drug Tamiflu® (oseltamivir ethylester) and its active metabolite oseltamivir acid. *Aquatic Toxicology* 96 (3), 194–202.

Faure K., Greinert J., von Deimling J.S., McGinnis D.F., Kipfer R., Linke P. (2010): Methane seepage along the Hikurangi Margin of New Zealand: Geochemical and physical data from the water column, sea surface and atmosphere. *Marine Geology* 272 (1–4), 170–188.

Fischer B.B., Dayer R., Schwarzenbach Y., Lemaire S.D., Behra R., Liedtke A., Eggen R.I.L. (2009): Function and regulation of the glutathione peroxidase homologous gene GPXH/GPX5 in *Chlamydomonas reinhardtii*. *Plant Molecular Biology* 71 (6), 569–583.

Flury S., McGinnis D.F., Gessner M.O. (2010): Methane emissions from a freshwater marsh in response to experimentally simulated global warming and nitrogen enrichment. *Journal of Geophysical Research – Biogeosciences* 115, G01007 (doi:10.1029/2009JG001079).

Füchslin H.P., Kötzsch S., Keserue H.A., Egli T. (2010): Rapid and quantitative detection of *Legionella pneumophila* applying immunomagnetic separation and flow cytometry. *Cytometry Part A* 77 (3), 264–274.

Genner M.J., Knight M.E., Häslar M.P., Turner G.F. (2010): Establishment and expansion of Lake Malawi rock fish populations after a dramatic Late Pleistocene lake level rise. *Molecular Ecology* 19 (1), 170–182.

Gerritsen P.R.W., Chamizo H., Guerrero de León A., Masson S., Tilley E. (2010): Governance, environmental problems and local responses in Mexico, Central America and the Caribbean. In: Hurni H., Wiesmann U. (Eds.) *Global Change and Sustainable Development: A Synthesis of Regional Experiences from Research Partnerships*, Geographica Bernensia, Switzerland, 435–448.

Gessner M.O., Swan C.M., Dang C.K., McKie B.G., Bardgett R.D., Wall D.H., Hättenschwiler S. (2010): Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology and Evolution* 25, 372–380.

Gosse P., Steiner M., Udert K.M., Neuen-schwander W. (2009): NoMix Toilettensystem. Erste Monitoringergebnisse im Forum Chriesbach. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 89 (7), 567–574.

Gresch M., Braun D., Gujer W. (2010): The role of the flow pattern in wastewater aeration tanks. *Water Science and Technology* 62 (2), 407–414.

Hammes F., Berger C., Köster O., Egli T. (2010): Assessing biological stability of drinking water without disinfectant residuals in a full-scale water supply system. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua* 59 (1), 31–40.

Hammes F., Vital M., Egli T. (2010): Critical evaluation of the volumetric « bottle effect » on microbial batch growth. *Applied and Environmental Microbiology* 76 (4), 1278–1281.

He Y.T., Fitzmaurice A.G., Bilgin A., Choi S., O'Day P., Horst J., Harrington J., Reisinger J.H., Burris D.R., Hering J.G. (2010): Geochemical processes controlling arsenic mobility in groundwater: A case study of arsenic mobilization and natural attenuation. *Applied Geochemistry* 25 (1), 69–80.

Hoehn E. (2009): Methoden zur Bestimmung der Wechselwirkungen zwischen Thur und Grundwasser – Wichtigste Ergebnisse von Untersuchungen der Eawag an der Thur. In: Baumann M., Jordan P., Hoehn E., Geisser H. (Eds.) *Ein neues Grundwassermodell für das Thurtal*, Thurgauische Naturforschende Gesellschaft, Switzerland, 117–128.

Hofmann C.M., O'Quin K.E., Marshall N.J., Cronin T.W., Seehausen O., Carleton K.L. (2009): The eyes have it: Regulatory and structural changes both underlie cichlid visual pigment diversity. *PLoS Biology* 7 (12), e1000266, 13 pp.

Hollender J., Singer H., Hernando D., Kosjek T., Heath E. (2009): The challenge of the identification and quantification of transformation products in the aquatic environment using high resolution mass spectrometry. In: Fatta-Kassinos D., Bester K., Kümmerer K. (Eds.) *Xenobiotics in the Urban Water Cycle*, Mass Flows, Environmental Process-

es, Mitigation and Treatment Strategies, Springer, 195–211.

Indermaur L. (2010): Wildflusssau Tagliamento: Vision und Mahnmal für den Gewässerschutz. *Natur und Mensch* 52 (2), 2–7.

Indermaur L., Gehring M., Wehrle W., Tockner K., Naef-Daenzer B. (2009): Behavior-based scale definitions for determining individual space use: Requirements of two amphibians. *The American Naturalist* 173 (1), 60–71.

Indermaur L., Schaub M., Jokela J., Tockner K., Schmidt B.R. (2010): Differential response to abiotic conditions and predation risk rather than competition avoidance determine breeding site selection by anurans. *Ecography*, online first 17 pp.

Indermaur L., Schmidt B.R., Tockner K., Schaub M. (2010): Spatial variation in abiotic and biotic factors in a floodplain determine anuran body size and growth rate at metamorphosis. *Oecologia*, online, 19 pp.

Indermaur L., Winzeler T., Schmidt B.R., Tockner K., Schaub M. (2009): Differential resource selection within shared habitat types across spatial scales in sympatric toads. *Ecology* 90 (12), 3430–3444.

Johnston R.B., Hanchett S., Hoque Khan M. (2010): The socio-economics of arsenic removal. *Nature Geoscience* 3 (1), 2–3.

Jokela J. (2010): Transgenerational immune priming as cryptic parental care. *Journal of Animal Ecology* 79 (2), 305–307.

Kengne I.M., Koanda H., Koné B., Kenfack S., Koné B., Nguyen-Viet H., Mahamat B., Silué B., N'Guessan S., Zinsstag J., Bonfoh B., Cissé G. (2010): From risk management to equity effectiveness in environmental sanitation and health in Africa. In: Hurni H., Wiesmann U. (Eds.) *Global Change and Sustainable Development: A Synthesis of Regional Experiences from Research Partnerships*, Geographica Bernensia, Switzerland, 47–59.

Klinke A. (2009): Deliberative Politik in transnationalen Räumen – Legitimation und Effektivität in der grenzüberschreitenden Umweltpolitik zwischen Kanada und USA. *PVS Politische Vierteljahresschrift* 50 (4), 774–803.

Kraemer S.M., Mosler H.J. (2010): Persuasion factors influencing the decision to use sustainable household water treatment. *International Journal of Environmental Health Research* 20 (1), 61–79.

Krauss M., Singer H., Hollender J. (2010): LC-high resolution MS in environmental analysis: From target screening to the identification of unknowns. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 9 pp.

Leschik S., Musolf A., Martienssen M., Krieg R., Bayer-Raich M., Reinstorf F., Strauch G., Schirmer M. (2009): Investigation of sewer exfiltration

using integral pumping tests and wastewater indicators. *Journal of Contaminant Hydrology* 110 (3–4), 118–129.

Lienert J., Larsen T.A. (2010): High acceptance of urine source separation in seven European Countries: A review. *Environmental Science and Technology* 44 (2), 556–566.

Linke P., Sommer S., Rovelli L., McGinnis D.F. (2010): Physical limitations of dissolved methane fluxes: The role of bottom-boundary layer processes. *Marine Geology* 272 (1–4), 209–222.

Livingstone D.M., Adrian R., Arvola L., Blenckner T., Dokulil M.T., Hari R.E., George G., Jankowski T., Järvinen M., Jennings E., Nöges P., Nöges T., Straile D., Weyhenmeyer G.A. (2010): Regional and supra-regional coherence in limnological variables. In: George D.G. (Ed.) *The Impact of Climate Change on European Lakes*, Springer, The Netherlands, 311–337.

Livingstone D.M., Adrian R., Blenckner T., George G., Weyhenmeyer G.A. (2010): Lake ice phenology. In: George D.G. (Ed.) *The Impact of Climate Change on European Lakes*, Springer, The Netherlands, 51–61.

Livingstone D.M., Kernan M. (2009): Regional coherence and geographical variability in the surface water temperatures of Scottish Highland lochs. *Fundamental and Applied Limnology. Special Issue Advances in Limnology* 62, 367–378.

Lüthi C., McConville J., Kvarnström E. (2009): Community-based approaches for addressing the urban sanitation challenges. *International Journal of Urban Sustainable Development* 1 (1–2), 49–63.

Luzi S., Yacob A., Mason S., Moges S. (2010): Research on water management and conflict transformation in the Eastern Nile Basin Region. In: Hurni H., Wiesmann U. (Eds.) *Global Change and Sustainable Development: A Synthesis of Regional Experiences from Research Partnerships*, Geographica Bernensia, Switzerland, 175–186.

Maan M.E., Seehausen O. (2010): Mechanisms of species divergence through visual adaptation and sexual selection: Perspectives from a cichlid model system. *Current Zoology* 56 (3), 285–299.

Magalhaes I.S., Seehausen O. (2010): Genetics of male nuptial colour divergence between sympatric sister species of a Lake Victoria cichlid fish. *Journal of Evolutionary Biology* 23, 914–924.

Mai T.D., Schmid S., Müller B., Hauser P.C. (2010): Capillary electrophoresis with contactless conductivity detection coupled to a sequential injection analysis manifold for extended automated monitoring applications. *Analytica Chimica Acta* 665 (1), 1–6.

Mandaliev P., Dähn R., Tits J., Wehrl B., Wieland E. (2010): EXAFS study of Nd(III) uptake by amorphous calcium silicate hydrates (C-S-H).

Journal of colloid and interface science 342 (1), 1–7.

Maurer M. (2009): Ganzheitliches Einzugsgebietsmanagement: Ansätze und Formen. *Ingenieurbiologie* 19 (2), 3–7.

Meissner T., Kühnel D., Busch W., Oswald S., Richter V., Michaelis A., Schirmer K., Potthoff A. (2010): Physical-chemical characterization of tungsten carbide nanoparticles as a basis for toxicological investigations. *Nanotoxicology* 4 (10), 196–206.

Montangero A., Schaffner M., Surinkul N., Nguyen-Viet H., Koottatep T., Morel A., Lüthi C., Schertenleib R. (2010): Innovative tools for environmental sanitation planning and river basin management in Southeast Asia. In: Hurni H., Wiesmann U. (Eds.) *Global Change and Sustainable Development: A Synthesis of Regional Experiences from Research Partnerships*, Geographica Bernensia, Switzerland, 357–370.

Morel A., Sarathai Y., Nguyen V.A., Koottatep T. (2010): Potential and limitations of decentralised wastewater management in Southeast Asia. In: Hurni H., Wiesmann U. (Eds.) *Global Change and Sustainable Development: A Synthesis of Regional Experiences from Research Partnerships*, Geographica Bernensia, Switzerland, 343–356.

Mueller A., Islebe G.A., Anselmetti F.S., Ariztegui D., Brenner M., Hodell D.A., Hajdas I., Hamann Y., Haug G.H., Kennet D.J. (2010): Recovery of the forest ecosystem in the tropical lowlands of northern Guatemala after disintegration of Classic Maya polities. *Geology* 38 (6), 523–526.

Musolf A., Leschik S., Möder M., Strauch G., Reinstorf F., Schirmer M. (2009): Temporal and spatial patterns of micropollutants in urban receiving waters. *Environmental Pollution* 157 (11), 3069–3077.

Nikiema J., Schirmer M., Glässer W., Krieg R. (2009): Correlative and comparative characterization of main ion concentrations in laterite groundwater in semi-arid northern Burkina Faso. *Environmental Earth Sciences*, online first, 16 pp.

Njiwa J.R.K., Suter M.J.F., Eggen R.I.L. (2010): Zebrafish embryo toxicity assay, combining molecular and integrative endpoints at various developmental stages. In: Roelof van der Meer J. (Ed.) *Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology*, Springer, 4481–4489.

Nöges P., Adrian R., Anneville O., Arvola L., Blenckner T., George G., Jankowski T., Järvinen M., Maberly S., Padisak J., Straile D., Teubner K., Weyhenmeyer G.A. (2010): The impact of variations in the climate on seasonal dynamics of phytoplankton. In: George D.G. (Ed.) *The Impact of Climate Change on European Lakes*, Springer, The Netherlands, 253–274.

Pham M.H., Nguyen T.N., Nguyen H.M., Pham H.V., Berg M., Alder A.C., Giger W. (2010):

Recent levels of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sediments of the sewer system in Hanoi, Vietnam. *Environmental Pollution* 158 (3), 913–920.

Razmjou J., Vorburger C., Moharrampour S., Mirhoseini S.Z., Fathipour Y. (2010): Host-associated differentiation and evidence for sexual reproduction in Iranian populations of the cotton aphid, *Aphis gossypii*. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 134 (2), 191–199.

Ren H., Liu H., Qu J., Berg M., Qi W., Xu W. (2010): The influence of colloids on the geochemical behavior of metals in polluted water using as an example Yongdingxin River, Tianjin, China. *Chemosphere* 78 (4), 360–367.

Robinson C.T., Kawecka B., Füreder L., Peter A. (2010): Biodiversity of flora and fauna in alpine waters. In: Bundi U. (Ed.) *Alpine Waters*, Springer, 193–223.

Ronteltap M. (2010): Phosphorus recovery from source separated urine through the precipitation of struvite. *Dissertation 18134*, ETH Zürich, Switzerland, 101 pp.

Ronteltap M., Maurer M., Hausherr R., Gujer W. (2010): Struvite precipitation from urine – Influencing factors on particle size. *Water research* 44 (6), 2038–2046.

Ruef A., Markard J. (2010): What happens after a hype? How changing expectations affected innovation activities in the case of stationary fuel cells. *Technology Analysis and Strategic Management* 22 (3), 317–338.

Rufener S., Mäusezahl D., Mosler H.J., Weingartner R. (2010): Quality of drinking-water at source and point-of-consumption-drinking cup as a high potential recontamination risk: A field study in Bolivia. *Journal of Health Population and Nutrition* 28 (1), 34–41.

Samarra F.I.P., Klappert K., Brumm H., Miller P.J.O. (2009): Background noise constrains communication: Acoustic masking of courtship song in the fruit fly *Drosophila montana*. *Behaviour* 146 (12), 1635–1648.

Sandrock C., Gousskov C., Vorburger C. (2010): Ample genetic variation but no evidence for genotype specificity in an all-parthenogenetic host-parasitoid interaction. *Journal of Evolutionary Biology* 23 (3), 578–585.

Sayyad G., Afyuni M., Mousavi S.F., Abbaspour K.C., Hajabbasi M.A., Richards B.K., Schulin R. (2009): Effects of cadmium, copper, lead, and zinc contamination on metal accumulation by safflower and wheat. *Soil and Sediment Contamination* 18 (2), 216–228.

Scheidegger Y., Baur H., Brennwald M.S., Fleitmann D., Wieler R., Kipfer R. (2010): Accurate analysis of noble gas concentrations in small water samples and its application to fluid inclu-

sions in stalagmites. *Chemical Geology* 272 (1–4), 31–39.

Scheringer M., MacLeod M., Behra R., Sigg L., Hungerbühler K. (2010): Environmental risks associated with nanoparticulate silver used as biocide. *Household and Personal Care today* 1, 34–37.

Schirmer K., Fischer B.B., Madureira D.J., Pillai S. (2010): Transcriptomics in ecotoxicology. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 397 (3), 917–923.

Schirmer M. (2009): Editorenschaft – Weitergabe des Staffelstabes. *Grundwasser* 14 (4), 253–254.

Schirmer M., Reinstorf F., Leschik S., Musolff A., Krieg R., Osenbrück K., Martien M., Schirmer K., Strauch G. (2009): Transport and fate of xenobiotics in the urban water cycle: Studies in Halle/ Saale and Leipzig (Germany). In: Fatta-Kassinos D., Bester K., Kümmerer K. (Eds.) *Xenobiotics in the Urban Water Cycle. Mass Flows, Environmental Processes, Mitigation and Treatment Strategies*, Springer, 213–226.

Schneider T., Gerrits B., Gassmann R., Schmid E., Gessner M.O., Richter A., Battin T., Eberl L., Riedel K. (2010): Proteome analysis of fungal and bacterial involvement in leaf litter decomposition. *Proteomics* 10, 1819–1830.

Schoknecht U., Gruycheva J., Mathies H., Bergmann H., Burkhardt M. (2009): Leaching of biocides used in façade coatings under laboratory test conditions. *Environmental Science and Technology* 43 (24), 9321–9328.

Scholtis A., Hoehn E. (2009): Beschaffenheit des Grundwassers im Thurtal. In: Baumann M., Jordan P., Hoehn E., Geisser H. (Eds.) *Ein neues Grundwassermodell für das Thurtal, Thurgauische Naturforschende Gesellschaft, Switzerland*, 129–144.

Seehausen O. (2009): Speciation affects ecosystems. *Nature* 458 (7242), 1122–1123.

Shi L., Doulaye K., Lumbao L., McMahon A., Thi Dan N., Nitivattananon V., Rosaria F., Bhat N., Violette P., van Dijk N., Kirkwood E. (2010): A Rapid Assessment of Septage Management in Asia: Policies and Practices in India, Indonesia, Malaysia, Philippines, Sri Lanka, Thailand and Vietnam. 144 pp.

Sommerwerk N., Baumgartner C., Bloesch J., Hein T., Ostojic A., Paunovic M., Schneider-Jacoby M., Siber R., Tockner K. (2009): The Danube River Basin. In: Tockner K., Uehlinger U., Robinson C.T. (Eds.) *Rivers of Europe*, Elsevier Academic Press, Amsterdam, 59–112.

Sousa A., Schönenberger R., Jonkers N., Suter M.J.F., Tanabe S., Barroso C.M. (2010): Chemical and biological characterization of estrogenicity in effluents from WWTPs in Ria de Aveiro (NW Portugal). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 58 (1), 1–8.

Steinhilber F. (2010): Reconstruction of solar activity during the Holocene using the cosmogenic radionuclide Beryllium-10. Dissertation 18256, ETH Zürich, Switzerland, 87 pp.

Steinhilber F., Abreu J.A., Beer J., McCracken K.G. (2010): Interplanetary magnetic field during the past 9300 years inferred from cosmogenic radionuclides. *Journal of Geophysical Research* 115, A01104, 14 pp.

Stelkens R.B., Schmid C., Selz O., Seehausen O. (2009): Phenotypic novelty in experimental hybrids is predicted by the genetic distance between species of cichlid fish. *BMC Evolutionary Biology* 9 (1), 283, 13 pp.

Störmer E., Binz C., Truffer B. (2010): Globale Herausforderung für die Siedlungswasserwirtschaft. Ein Roadmapping für dezentrale Wassertechnologien im Jahr 2020. *Technikfolgenabschätzung – Theorie und Praxis* 19 (1), 40–48.

Strauch G., Oyarz R., Reinstorf F., Schirmer M., Knöller K. (2009): Interaction of water components in the semi-arid Huasco and Limari river basins, North Central Chile. *Advances in Geosciences* 22, 51–57.

Teiber-Siessegger P., Bürgi H.R. (2009): Bewertung des Lebensraumes Seeufer am Beispiel von Schweizer Alpenrandseen. *Local land and soil news* 30/31 (11), 7–9.

Tiegs S.D., Akinwale P.O., Gessner M.O. (2009): Litter decomposition across multiple spatial scales in stream networks. *Oecologia* 161 (2), 343–351.

Tilley E., Gantenbein B., Khadka R., Zurbrugg C., Udert K.M. (2009): Social and economic feasibility of struvite recovery from urine at the community level in Nepal. *International Conference on Nutrient Recovery from Wastewater Streams*, Vancouver, Canada, May 10–13, 2009, 169–178.

Tockner K., Uehlinger U., Robinson C.T., Tonolla D., Siber R., Peter F.D. (2009): Introduction to European Rivers. In: Tockner K., Uehlinger U., Robinson C.T. (Eds.) *Rivers of Europe*, Elsevier Academic Press, Amsterdam, 1–21.

Truffer B. (2010): Integrated environmental management of hydropower operation under conditions of market liberalization. In: Bundi U. (Ed.) *Alpine Waters*, Springer, 227–234.

Udert K.M., Siegrist H. (2009): Anorganische Ausfällungen. In *Trinkwasser- und Faulwasserleitungen*. GWA Gas, Wasser, Abwasser 89 (11), 881–886.

Uehlinger U., Wantzen K.M., Leuven R.S.E.W., Arndt H. (2009): The Rhine River Basin. In: Tockner K., Uehlinger U., Robinson C.T. (Eds.) *Rivers of Europe*, Elsevier Academic Press, Amsterdam, 199–245.

van der Voet J., Stamm C. (2010): Organische Mikroschadstoffe. *Umwelt Perspektiven* 2, 21–23.

Vonlanthen P. (2009): On speciation and its reversal in adaptive radiations. The central European whitefish system. Dissertation, Universität Bern und Eawag, Kastanienbaum, Switzerland, 150 pp.

Vorburger C., Eugster B., Villiger J., Wimmer C. (2010): Host genotype affects the relative success of competing lines of aphid parasitoids under superparasitism. *Ecological Entomology* 35 (1), 77–83.

Wang Y., Hammes F., Boon N., Chami M., Egli T. (2009): Isolation and characterization of low nucleic acid (LNA)-content bacteria. *ISME Journal* 3 (8), 889–902.

Weber F.A., Hofacker A.F., Voegelin A., Kretschmar R. (2010): Temperature dependence and coupling of iron and arsenic reduction and release during flooding of a contaminated soil. *Environmental Science and Technology* 44 (1), 116–122.

Wedekind C., Gessner M.O., Vazquez F., Maerki M., Steiner D. (2010): Elevated resource availability sufficient to turn opportunistic into virulent fish pathogens. *Ecology* 91, 1251–1256.

Wei S., Yang H., Abbaspour K., Mousavi J., Gnauck A. (2010): Game theory based models to analyze water conflicts in the Middle Route of the South-to-North Water Transfer Project in China. *Water research* 44 (8), 2499–2516.

Wigginton N.S., de Titta A., Piccapietra F., Dobias J., Nesatyy V.J., Suter M.J.F., Bernier-Latmani R. (2010): Binding of silver nanoparticles to bacterial proteins depends on surface modifications and inhibits enzymatic activity. *Environmental Science and Technology* 44 (6), 2163–2168.

Worms I.A.M., Al-Gorani Szigeti Z., Dubascoux S., Lespes G., Traber J., Sigg L., Slaveykova V.I. (2010): Colloidal organic matter from wastewater treatment plant effluents: Characterization and role in metal distribution. *Water research* 44 (1), 340–350.

Worms I.A.M., Traber J., Kistler D., Sigg L., Slaveykova V.I. (2010): Uptake of Cd(II) and Pb(II) by microalgae in presence of colloidal organic matter from wastewater treatment plant effluents. *Environmental Pollution* 158 (2), 369–374.

Wüest A. (2010): Downstream relevance of reservoir management. In: Bundi U. (Ed.) *Alpine Waters*, Springer, 235–246.

Yarushina M., Eremkina T.V., Tockner K. (2009): Ural River Basin. In: Tockner K., Uehlinger U., Robinson C.T. (Eds.) *Rivers of Europe*, Elsevier Academic Press, Amsterdam, 673–684.

Zobrist J. (2010): Water chemistry of Swiss Alpine Rivers. In: Bundi U. (Ed.) *Alpine Waters*, Springer, 95–118.

Alexander Zehnder décoré de la Croix fédérale du Mérite

Pour son engagement dans le paysage allemand de la recherche, l'ancien directeur de l'Eawag Alexander J.B. Zehnder s'est vu attribuer la Croix du Mérite de 1ère classe de l'Ordre du Mérite de la République fédérale d'Allemagne. Cette distinction honorifique lui a été décernée au nom du Président fédéral Horst Köhler par le Dr Georg Schütte, Secrétaire d'Etat au Ministère fédéral de l'Education et de la Recherche, le 10 février 2010 à Bonn. Ses travaux sur le développement durable, menés en lien étroit avec économie et société, lui ont valu une renommée internationale, notamment en Allemagne. Il a ainsi été membre du Sénat de la Communauté Helmholtz pendant 13 ans et poursuit encore ses activités au sein du Conseil allemand de bioéconomie appliqué à la recherche et aux technologies qui cherche à développer la bioéconomie en Allemagne. Ainsi, Alexander Zehnder a marqué et soutenu la recherche pendant et après l'exercice de ses fonctions de direction à l'Eawag, même au-delà des frontières suisses. ○ ○ ○



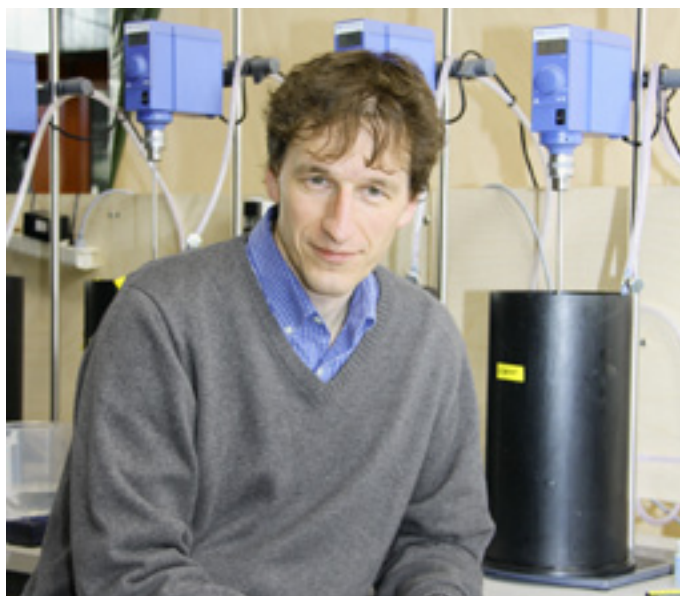
PNR 61 – Un succès pour l'Eawag

Le Fonds national suisse a donné le coup d'envoi du Programme national de recherche « Gestion durable de l'eau » (PNR 61). Des scientifiques de l'Eawag sont impliqués dans 8 des 16 projets du programme et cinq sont même placés sous la tutelle de l'institut fédéral. Pour marquer le lancement des travaux, les chercheurs se sont réunis début mars à Soleure. L'objectif du PNR 61 est d'élaborer des solutions sur des bases scientifiques solides pour répondre aux défis à venir dans le domaine de la gestion des eaux. En effet, les changements climatiques et socio-économiques

qui nous attendent à l'échelle mondiale comme nationale vont exacerber les conflits d'intérêts entre les différents usages des ressources hydriques – la production d'eau potable et l'exploitation de la force hydraulique par exemple. Pour éviter les situations critiques ou de tensions extrêmes, il est nécessaire de développer de nouvelles stratégies globales de gestion s'inscrivant dans une optique de durabilité et de respect des milieux naturels et de leurs fonctions. Pour relever ce défi, le programme mise sur une étroite collaboration entre recherche et pratique. ○ ○ ○

Eberhard Morgenroth, professeur à l'ETH de Zurich et chercheur à l'Eawag

Au début du mois de mai, l'ingénieur environnement Eberhard Morgenroth, successeur de Willi Gujer à la chaire de Gestion des eaux urbaines de l'ETH de Zurich, donnait sa leçon inaugurale. Comme son prédécesseur, Morgenroth se partagera entre des activités de recherche à l'Eawag et d'enseignement à l'ETH de Zurich. C'est justement cette particularité qui l'a attiré dans cette nouvelle fonction. Après des études et une thèse effectuées en Allemagne et aux USA, Morgenroth a acquis une grande expérience de la recherche et de l'enseignement à l'Université technique de Lyngby au Danemark et à l'Université de l'Illinois à Urbana-Champaign. L'ingénieur environnementaliste apprécie particulièrement à l'Eawag l'interdisciplinarité des approches, la qualité des échanges et du dialogue entre chercheurs et la possibilité d'appliquer les idées les plus innovantes et les plus inattendues. Les contacts étroits qu'entretient l'Eawag avec la pratique et les milieux professionnels ont également été un argument important. « C'est cet ajustage permanent entre recherche fondamentale et application pratique qui rend le travail ici particulièrement intéressant! » ○ ○ ○



Notes

Le module «Self» détruit par le feu

Début avril, le module d'habitation autosuffisant «Self» a été entièrement détruit par un incendie. Malgré l'intervention massive des pompiers, rien n'est resté du prototype installé devant le Musée de design à Zurich. Dans un projet commun de l'Empa, de l'Eawag, de la Haute école des arts zurichoise (ZHdK) et de la Haute école spécialisée de Suisse du Nord-Ouest, «Self» avait été conçu en application des principes de construction les plus novateurs pour répondre aux exigences actuelles en matière de développement durable. Le projet «Self» montre qu'il est possible de vivre et de travailler sans limitation de confort dans une habitation autosuffisante en énergie basée sur la récupération des eaux de pluie et le recyclage de l'eau. L'incendie a probablement été causé par une défaillance technique au niveau du système d'alimentation électrique. Les dommages matériels s'élèvent à plusieurs centaines de milliers de francs – et ne tiennent pas compte des innombrables heures de travail investis par les chercheurs et techniciens dans le projet. Fort heureusement une deuxième enveloppe est d'ores et déjà disponible et ne demande qu'à être aménagée et équipée. ○ ○ ○



Deux chercheuses de l'Eawag nommées professeures à l'EPFL



Dans sa séance de mai dernier, le Conseil des EPF a choisi deux chercheuses de l'Eawag pour occuper des postes de professeure à l'EPFL de Lausanne. La directrice de l'Eawag, Janet Hering (à gauche) a été nommée en



qualité de professeure ordinaire de Chimie de l'environnement à la Faculté Environnement Naturel, Architectural et Construit (ENAC). Elle va donc, tout comme les directeurs respectifs de l'Empa et du PSI Gian-Luca Bona et Joël Mesot, cumuler les fonctions de professeure à l'ETH de Zurich et à l'EPFL de Lausanne. De son côté,

la cheffe du Département de Toxicologie de l'environnement de l'Eawag, Kristin Schirmer, enseignera également à l'EPFL en qualité de professeure titulaire. Ces deux nominations soulignent les relations vivantes établies au niveau de la recherche entre l'Eawag et l'EPFL et visent à renforcer les échanges et coopérations au sein des institutions du domaine des EPF. ○ ○ ○

Conférence TransCon2010

Les produits de transformation des polluants organiques sont-ils une menace pour l'environnement? Cette question sera au cœur de la TransCon2010, un colloque organisé par l'Eawag du 12 au 17 septembre au Centro Stefano Franscini sur le Monte Verità à Ascona. Les nouveaux résultats d'études menées en laboratoire et sur le terrain ainsi que de modélisations numériques seront présentés et discutés. L'objectif de la conférence est l'élaboration de lignes directrices concernant les métabolites pour le suivi environnemental et l'évaluation des substances chimiques. Le colloque est conçu pour les établissements de recherche scientifique, l'industrie et les administrations mais s'adresse également aux chimistes, écotoxicologues, microbiologistes et ingénieurs. www.eawag.ch/transcon2010



Un nouveau chef pour la bibliothèque Eawag-Empa

«La bibliothèque moderne doit atteindre les usagers à leur poste de travail», affirme Lothar Nunnenmacher. Partant de ce principe, le nouveau chef de la bibliothèque commune de l'Eawag et de l'Empa, entré dans ses fonctions en avril dernier, souhaite développer les services électroniques à l'adresse des chercheurs. Nunnenmacher a occupé des postes à responsabilité dans les bibliothèques de l'Université technique et de la Charité de Berlin et a dirigé le domaine Développement des collections de l'ETH de Zurich à partir de 2006. Il est donc parfaitement armé pour s'attaquer à la première grande tâche qui l'attend dans le cadre de ses nouvelles fonctions: une fusion entre la bibliothèque Eawag-Empa et celles des deux autres instituts de recherche WSL et PSI. D'autre part, la bibliothèque souhaite maintenir et développer l'éventail de médias et publications qu'elle propose à ses usagers malgré l'augmentation des prix de l'édition. ○ ○ ○

