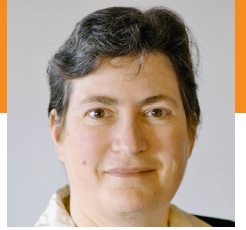


Eawag 新闻



从源头到水龙头——当今与未来的优质饮用水
第8页 水资源受到气候变化的影响
第20页 用于评价微生物安全性的新方法
第32页 研究在何处与实际结合



Janet Hering, Eawag所长

提供安全的饮用水： 社会的一项重要任务

《英国医学杂志》的读者投票选出的过去166年最大的医学进步是什么呢？并不像人们可能预料那样是抗生素、麻醉法或疫苗的发现，而是卫生设备的开发。这是2007年1月《英国医学杂志》公布的一项涉及全世界11000多位应答者的调查中名列榜首的重大事件。良好的环境卫生是保护饮用水质量和公众健康的关键。

获取安全的饮用水在工业化国家常常被认为是不成问题的，在这些国家，斑疹伤寒和霍乱一类水传疾病的流行史大多已被人们所遗忘。但缺乏获取清洁水的途径依然是对发展中国家公众健康的一种严重威胁。联合国通过的《千年发展目标》认识到，迫切需要提供获取安全饮用水和充分的环境卫生的机会。

饮用水受到致病微生物（致病菌）污染，这依然被最普遍地认为是对人类健康构成的最重大的威胁。传统的微生物污染检测方法很慢，在这种威胁被确定之前，可能发生过对致病菌的曝露。Eawag已研制了一种基于流式细胞计量术的用于快速检测饮用水中微生物污染的新方法（第20页）。目前这种方法正在被用于饮用水供应安全受到危及时的应急救援。

除了微生物污染外，饮用水还可能会含有化学污染物，例如砷和氟化物。对这些物质的长期曝露（即使是低浓度），会导致严重的健康影响，其中包括损形、癌症和早亡。Eawag的交叉项目“水资源质量”（第16页）包括地球成因污染物（即起源于地质材料的元素）状况的研究，以及可用于去除地球成因污染广泛存在的非洲、南亚和东南亚地区饮用水中这类污染物的方法。

但即使在瑞士和其他发达国家，提供安全的饮用水和保护水生生态系统，仍构成了持续不断的挑战。合成有机化合物使用的不断增加（例如在药品和个人保健品中）已导致微污染物在地表水和地下水中的普遍存在。用于这类化学品检测和用于将其从废水和饮用水中去除的先进方法，必须从研究实验室转向实际应用（第24页）。这是Eawag交叉项目“Wave21”的主要侧重点，该项目包括与水厂、私营产业和联邦机构的强有力的协作。一个实例是与苏黎世供水公司以及WABAG工程公司合作进行的探索研究（第28页和第32页）。

为了人类消费而保护水资源的需求，还必须与其他需求相平衡，这些都是人类社会和环境需求的竞争性利用。这方面的一个例子是，在河流恢复以恢复生境与保护这些河岸附近浅井中抽取的饮用水质量之间必须达到平衡（第12页）。最后一点，气候变化对水生生态系统和饮用水供给都构成了潜在的威胁，这些需要进一步研究（第8页）。

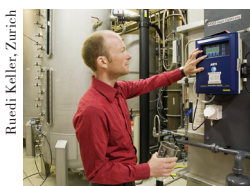
Eawag的使命是，开展水和水环境方面的研究；并且使这种研究能被用于造福人类社会。Eawag与工程实践方面的伙伴以及其他利益攸关方建设性的合作，对于其在理论与实践的成功连接方面是至关重要的。提供安全的饮用水是社会的一项基本职责。Eawag的研究致力于发展中国家和发达国家的这一需求，而且是在结合人类社会和生态系统互连需求的水环境大视野的意义上开展工作。

封面照片：Eawag的研究人员Jakob Helbing正在从Lengg湖水处理厂慢砂滤槽中采样（Ruedi Keller, 苏黎世）

目次

主要文章

4 能认为饮用水质量不成问题吗?



Buendi Keller, Zurich

为公众提供清洁的饮用水是社会的基本职责之一。Eawag的研究人员是如何帮助确保国内和国际基础上的长期供水安全的呢?

研究报告

8 水资源与气候变化

气候变化的定量性影响是相当清楚的。但气候变暖是如何影响水资源和饮用水质量的呢?

12 河流恢复与地下水保护



Eawag

在很多情况下,来自地下水井的水常常是未经处理就提供的。但当渠化河流被拓宽以及至泵站的距离缩短时,这种做法仍然可能吗?

16 地球成因污染物



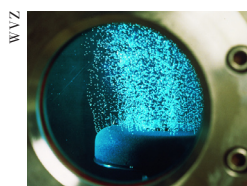
Eawag

全世界无数人的饮用水被砷或氟化物所污染。在Eawag的“水资源质量”(WRQ)这一交叉项目中,研究人员已绘制了风险图,以帮助确定潜在的易受损地区,而且正在研究适合于实际使用的去除方法。

20 用于评价饮用水安全的新方法

如同一个世纪前那样,人们仍在通过培养可见的细菌菌群来评价饮用水的微生物安全性。但这种方法很耗时,而且常常大大低估水中所含的微生物的数量。Eawag研制的一种新方法更为迅速和可靠,而且还更为通用。

24 去除微量有机污染物



WVZ

通过现代分析方法,在水中不断发现新的有机污染物。但在当今饮用水处理厂中这些物质被有效去除了吗?对活性炭过滤和化学氧化进行了评价。

28 未来的饮用水处理

国内很多建于20世纪中叶的水处理厂需要更新。作为Eawag交叉项目“Wave21”(21世纪的饮用水)的组成部分,已试验了2种涉及膜过滤的新工艺组合。

32 研究与实践之间富有成果的伙伴关系

多年来,Eawag一直与研究方之外的伙伴进行合作。但整合分歧的利益和目的的成功项目的要素是什么呢?一个第一手报道。

其他

36 出版物

40 简讯

eawag
水生研究

出版:瑞士联邦水生科学与技术研究所
Eawag, P.O. Box 611, 8600 Dübendorf, Switzerland
电话: +41 (0) 44 823 5511
传真: +41 (0) 44 823 5375
网址: <http://www.eawag.ch>

编辑: Martina Bauchrowitz, Eawag
出版情况: 每年2~3期,以英、德、法3种文字出版

中文版翻译出版: UNEP-Infoterra 中国国家联络点
北京市2871信箱 邮编: 100085
电话: (010) 62920727 62849120
传真: 010) 62923563
电子邮件: nfpksz@rcees.ac.cn
网址: <http://www.rcees.ac.cn>
ISSN 1440-5289



Urs von Gunten, 化学家和苏黎世联邦理工学院 (ETH) 的名誉教授, 饮用水化学小组组长以及 Eawag 交叉项目 “Wave 21” (21 世纪的饮用水) 负责人

能认为饮用水质量不成问题吗?

虽然瑞士的供水商也不断遇到一些新的挑战, 但在这个国家, 清洁的饮用水一般被认为是成问题的。但在发展中国家, “全民安全水” 的这一想法仍然遥不可及。Eawag 的研究人员正在如何帮助确保长期的饮用水质量呢?

如今, 工业化国家的自来水都是可以安全饮用的, 但大约一个世纪前的情况就不一定如此了 (图 1)。带来这种改善的关键性因素是什么呢? 首先是人们认识到, 饮用水是造成那些会引起霍乱或伤寒一类疾病流行的致病菌扩散的原因。而后, 人们发现这是由于粪便和未经处理的废水排入地表水所致。最终采取的决定性步骤是, 始终如一地将供水与废水系统分开。若干其他发展帮助将饮用水变为一种微生物方面安全的产品: 20 世纪初, 人们首次将粪便细菌用作水质指标, 并采用了合适的微生物检测方法; 另外, 自那时起, 化学消毒灭菌一直被用来处理饮用水。

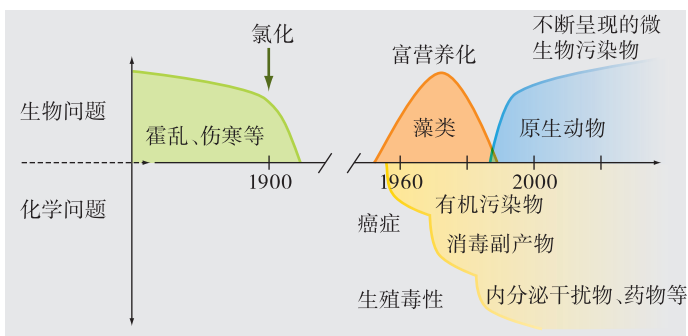
Eawag 用来评价微生物安全的新方法 除仅有的少数例外, 这些方法证明是高度有效的。在 20 世纪 90 年代之前, 没有出现过原生动物引起的重大水安全问题。特别受到影响的是讲英语的国家 (图 1), 那些国家的饮用水主要是通过氯气来消毒的。最严重的一次爆发 1993

年发生在美国的密尔沃基, 当时, 40 多万人感染了隐孢子虫病。这种腹泻疾病是由肠寄生菌 *Cryptosporidium parvum* 引起的, 其传染阶段 (卵囊) 极度抗氯化。为了克服这一问题, 可以使用臭氧化和带有紫外光的辐射一类工艺。

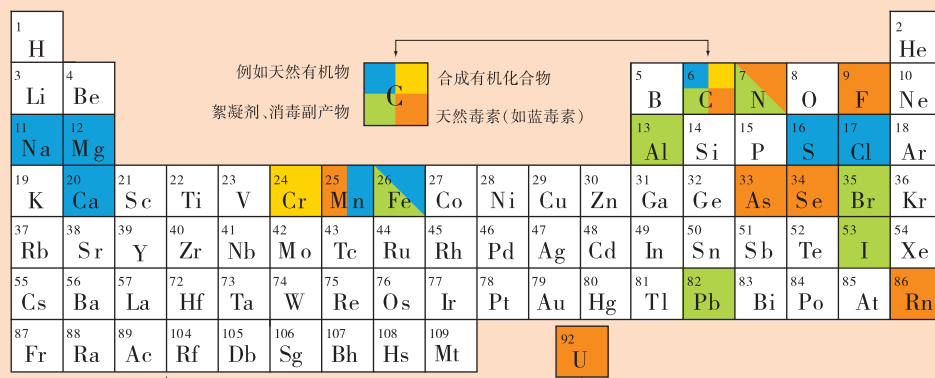
即使在密尔沃基流行病发生之前 (那里受到污染的饮用水令人啼笑皆非地符合总细胞数和粪便微生物的法定要求), 显然也需要改进用于评价饮用水微生物安全的常规方法。首先, 旧的方法无法检测特殊的致病菌。其次, 基于可见细菌菌落生长的检测极度费时: 只有在 1~3 天后才能获取结果, 在某些情况下, 这可能为时太晚了。因此, 在 Eawag, 研发新方法的工作已进行了一些年。一项特别有希望的技术是基于流式细胞计量术^[1]。这一技术不仅能在 1~2 小时内计算水样中所含的所有微生物, 而且还能确定某些致病菌 (见第 20 页 Thomas Egli 的文章)。

保护资源: 一项极其重要的措施 优质饮用水的另一项关键的先决条件是水资源的认真保护。在这一方面, 废水处理一直作出了巨大的贡献, 尤其是在营养物质 (碳、氮、磷) 的去除方面。第二次世界大战之后, 磷酸盐洗涤剂的使用以及农业化肥使用量的增加, 导致了湖泊的富营养化以及随后的藻类增殖 (图 1)。结果, 浊度、溶解碳 (DOC) 含量以及臭味化合物浓度和蓝毒素 (蓝藻所分泌的毒素) 增加。只有在减少接受水体的磷酸盐输入之后, 才实现了水质的重大改善。表 1 中所示的卢塞恩湖、苏黎世湖和格赖芬锡湖的数据可以很容易地证明这种关系。所研究的臭味化合物的浓度与不断

图 1 自 20 世纪初以来工业化国家饮用水问题的发展



饮用水中化学污染物周期表



已存在于原水中：

- 引起美学问题的天然物质，例如臭味、浊度和沉淀
 - 具有毒理学重要关系的天然物质
 - 具有美学和毒理学重要关系的人为物质
- 只有在饮用水处理/分配过程中才变得相关
- 可能具有美学或毒理学重要关系或会降低处理过程效率的物质
- 所有有机物质都列在碳的下面，包括天然化合物和人为化合物

增加的营养物含量平行增加（贫营养的卢塞恩湖—中营养的苏黎世湖—富营养的格赖芬锡湖）。

的水的微生物学质量和化学质量产生何种影响。

地下水保护区 不过，资源保护既包括地表水体也包括地下水体。根据瑞士法律，保护区和协作区被设定在地下水井周围^[2]。被称为S2的保护区的主要目的是确保微生物被去除。经验已证明，为了这一目的，水必须在地下界面停留10天。相比之下，集水区的划定旨在减少污染物的输入；例如，防止径流和农业化学品（杀虫剂或化肥）的沥滤。不过，规定地下水保护区和集水区的范围并不是一件易事，尤其是在喀斯特地区以及泵站靠近河流的情况下。第12页Olaf Cirpka的文章描述一些可促进河流与蓄水层之间水交换评价的新方法。它特别着重于这一问题：河流恢复项目会对抽取自附近蓄水层

气候变化对水资源的影响 目前，全球变暖问题正在被人们广泛谈论。人们不太熟知的、但显然可证明的是，水资源（地表水和地下水）也受到气候变化的影响。迄今为止，重点一直放水平衡的定量方面，例如降水量、河流排水状况以及湖泊和地下水的水位^[3]（见第7页专栏：瑞士的水平衡）。但很大程度上被低估的是气候变化对饮用水抽取水体质量的影响。凭借与参加2008年初“Eawag气候与水专题讨论会”的国内和国际专家们的讨论，Rolf Kipfer的文章（第8页）归纳了目前的认知状况，并且概述了对饮用水质量可能产生的影响。在我们关于水资源的可持续管理的决策中需要考虑这些研究成果。

| 物质 | 结构 | 贫营养的卢塞恩湖 | 中营养的苏黎世湖 | 富营养的格赖芬锡湖 | 气味阈浓度与气味 |
|------------------------|----|-----------------|-----------------|-----------------|--------------------|
| β -环柠檬醛 (d) | | 1.3 ± 0.4 ng/l | 1.3 ± 0.4 ng/l | 6.6 ± 0.4 ng/l | 19 000 ng/l 水果味 |
| Geosmin (d) | | 1.5 ± 0.6 ng/l | 5.7 ± 0.6 ng/l | 19.0 ± 0.7 ng/l | 4 ng/l 泥土-霉烂味 |
| β -Ionon (p) | | 0.3 ± 0.1 ng/l | 7.1 ± 0.1 ng/l | 1.6 ± 0.1 ng/l | 7 ng/l 紫罗兰味 |
| 2-异丙-3-甲氧吡嗪 (IPMP) (p) | | 10.0 ± 0.3 ng/l | 14.7 ± 0.5 ng/l | 16.1 ± 0.5 ng/l | 0.2 ng/l 蔬菜味 |
| 2-Methylisoborneol (p) | | 1.3 ± 0.1 ng/l | 2.6 ± 0.1 ng/l | 2.7 ± 0.1 ng/l | 15 ng/l 泥土-霉烂味 |

表1 瑞士3个湖泊中的臭味化合物。除 β -Ionone外，浓度取决于水中的营养物含量
d=溶解的 p=颗粒物

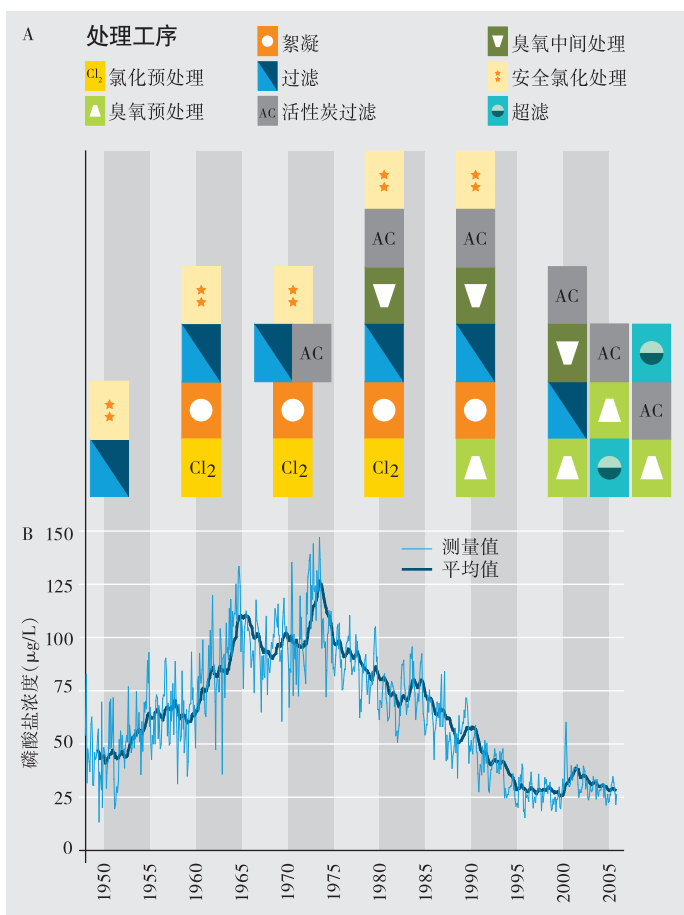


图2 (A) 瑞士湖水处理的发展情况 (基于A.Gmünder的资料, 2006年Wabag); (B) 苏黎世湖磷酸盐平均浓度的发展情况 (基于H.-P.Kaiser的资料: 苏黎世供水公司/WVZ, 2008)。较高的磷酸盐浓度与较低的原水质量有关, 需要更精心策划的处理工艺

较为简洁但同样有效的工艺链的开发 与资源保护一道, 饮用水的处理提供了一种改善水质的途径。自从其首次采用以来, 水处理已从简单的砂滤到化学消毒 (氯化化和臭氧化处理) 演化成当今的多层系统, 它常常包括几个过滤和氧化工序 (图2)。在某些情况下, 处理后的水质非常好, 它可以在没有任何进一步安全措施 (如添加氯化物) 的情况下分配, 当然这要假定配水系统的条件允许这么做。

由于湖水质量的改善和膜过滤的采用, 甚至应该能减少下一代湖水处理厂处理工序的数量。作为Eawag交叉项目“Wave21” (21世纪的饮用水) 的组成部分, 详细研究了工艺链: 臭氧处理-生物活性炭过滤-

超滤 (见第28页Wouter Pronk的文章)。为此, 与苏黎世供水公司 (WVZ) 和系统工程公司Wabag合作, 在Lengg湖水处理厂运行了一个速流约为10m³/h的试验装置。我们证明该装置不仅完全去除了微生物, 而且还去除了微污染物。

微污染物——一种新的挑战 战后时期, 合成工业化学品的使用量剧增 (图1)。这些化合物还进入了水资源因而也存在于饮用水中, 这一现实只是在分析化学新发展之后才被发现的。这时, 最初的焦点放在这类物质的致癌效应上。危险化学品的控制和水保护方面的改善在某种程度上缓解了这一局势。大约与此同时, 人们发现, 消毒过程中氯与天然有机物 (NOM) 的反应导致消毒副产物的形成, 其中有些副产物对健康是有害的。迄今为止, 600多种氯副产物已被确认, 当臭氧和二氧化氯被用作消毒剂时, 也形成了一些令人讨厌的物质, 最重要的分别是溴酸盐和绿泥石。因此, 现在化学消毒剂的使用更有选择性和用量更少, 而且使工艺过程最佳化, 以便使消毒副产物的浓度保持最低水平。

20世纪90年代, 液相色谱与质谱联用代表分析化学方面的另一重大进展, 从而导致水中为数越来越多的合成微污染物被检测出来。例如, 这些物质源自医药、农业或交通。作为污染源同样重要的是一些天然物质, 如上面提到的臭味化合物。在第24页的文章中, Andreas Peter归纳了一项旨在评价活性炭过滤和化学氧化在去除微量有机污染物方面的效果的研究^[4]。这时, 需要记住: 天然有机物的存在会对处理过程和污染物的去除产生不利影响 (表2)。

饮用水中的无机污染物 饮用水质量不仅会受到有机污染物的重大影响, 而且还会受到各种无机物质的影响。这些元素常常作为自然过程的结果被释放入地下

表2 各种饮用水处理工艺中天然有机物 (NOM) 的影响

| 工艺 | NOM的影响 |
|---------|----------------|
| 化学氧化/消毒 | 氧化剂的消耗, 副产物的形成 |
| 活性炭过滤 | 与污染物竞争吸附位点 |
| 紫外线消毒 | 削弱紫外线强度 |
| 超滤 | 膜堵塞 (降低渗透性) |

瑞士的水平衡

瑞士的年降水量约为60 km³，其中大部分是以阿尔卑斯山脉的降雪形式出现。不过，只有20 km³是实际可用的，其余2/3则通过快速径流和蒸发蒸腾流失了。这20 km³水中每年大约有1 km³被用于供水（即仅占总可用降水量的5%）。另外，瑞士拥有巨大的淡水储备：50 km³地下水、67 km³冰川、235 km³天然湖泊（包括边境湖泊）以及4 km³人工湖/水库。这些资源是水文循环中的重要要素，可以有助于补偿年降水量方面变化。预计不会因为降水形式方面的变化而导致饮用水供应短缺。困难更有可能出现在局部层面上，尤其是在因气候变化农业需要灌溉的情况下。

它们在饮用水处理过程中的行为。因此需要改进模型。

►为了允许连续监测水质，化学分析方法和微生物分析方法需要朝在线检测的方向发展。

►饮用水的分配需要一个必须保持良好状态的完整的网络。但目前不足以知道这一基础设施的状况以及是否有足够的资源可用于其更新。

►尤其是，需要在城市整体水管理的意义上看待供水系统。集中供水和排水系统仍有意义吗或可以更持久地运行分散的给排水系统吗？这一问题也受到诸如人口统计趋势、气候变化和水质要求等因素的影响。

在过去，Eawag已证明（例如以苏黎世水厂为例）研究与实践相结合可以多么有效地贯彻应用创新的方法（见第32页Erich Mück的文章）。为了确保供水，应在国内和国际进一步发展这种伙伴关系。 ○○○

水，尤其是在缺氧条件下。特别是铁和锰属全世界饮用水问题最常见的原因之列。这2种元素的二价或四价形态主要会引起美学问题（通过沉淀和变色）。另外，锰有毒理学重要关系。在饮用水处理过程中，锰和铁可以通过化学和（或）生物氧化被沉淀和去除。

对于主要在发展中国家的1亿多人来说，饮用遭受砷或氟化物污染的未经处理的地下水，构成了严重的健康威胁。通过其交叉项目“水资源质量（WRQ）”，Eawag正在试图解决这些问题（见第16页Annette Johnson的文章）。研究人员已绘制了标明砷或氟化物浓度高的风险区的全球图和地区图^[5]。另外，正在研制用于去除地下水中砷和氟化物的合适的方法。

未来的发展 无疑，饮用水质量将继续是应该受到最优先考虑的问题，因此，未来将需要完成各种新的任务：

►采用流式细胞计量术，Eawag的科学家们已证明饮用水中含有的细菌比常规方法确定的要多得多。现在应详细研究这些研究发现对水质所产生的影响。

►目前正在进一步研发Eawag新方法，以便在不久的将来可以检测病毒，病毒在饮用水中的重要性很大程度上仍不得而知。

►常常难以精确评价有毒污染物是怎么样的以及

- [1] Hammes F., Berner M., Wang Y., Vital M., Köster O., Egli T. (2008): Flow-cytometric total bacterial cell counts as a descriptive microbiological parameter for drinking water treatment processes. *Water Research* 42, 269–277.
- [2] http://www.admin.ch/ch/d/sr/814_201/app6.html
- [3] BUWAL, BWG, MeteoSchweiz (2004): Auswirkungen des Hitzesommers 2003 auf die Gewässer. BUWAL, Bern, Schriftenreihe 369, 174 S.
- [4] Peter A., von Gunten U. (2007): Oxidation kinetics of selected taste and odor compounds during ozonation of drinking water. *Environmental Science & Technology* 41, 626–631.
- [5] Winkel L., Berg M., Amini M., Hug S J., Johnson A.C. (2008): Predicting groundwater arsenic contamination in Southeast Asia from surface parameters. *Nature Geoscience* 1, 536–542.

水资源与气候变化



Rolf Kipfer (左), 地球物理学家, 苏黎世ETH的名誉教授, 水资源和饮用水室(W+T)负责人; David M.Livingstone, 物理学家和数据分析师, 也在该室工作

优质饮用水应当温度适宜、无色、无味、无臭以及微生物学方面安全和毒理学方面可接受。但气候变化会对水资源乃至饮用水质量产生什么样的影响呢? 本文试图进行评估。

地表水、地下水以及冰雪作为人类可用的仅有的淡水资源, 对于我们作为一种物种的生存是至关重要的。与此同时, 它们是水文循环的组成部分, 因此会直接对气候变化作出反应。虽然人们日益关注气候变化对水文循环的数量方面(降水量、河流排水状况、湖泊和地下水水位等)所产生的影响, 但气候变化对湖泊、河流和地下水水质以及对取自这些来源的饮用水的影响则大多不为人们所知。在与参加2008年初“Eawag气候与水专题讨论会”的国内和国际专家讨论的基础上, 我们在这里大胆地初步归纳目前关于气候变化对水资源影响的不完全的认知现状, 并且概述对饮用水质量可能产生的后果。为此, 我们将气候变化的存在作为一个经验现实, 不仅考虑长期气候变化的影响, 而且也考虑诸如2003年夏季热浪一类极端现象的影响。

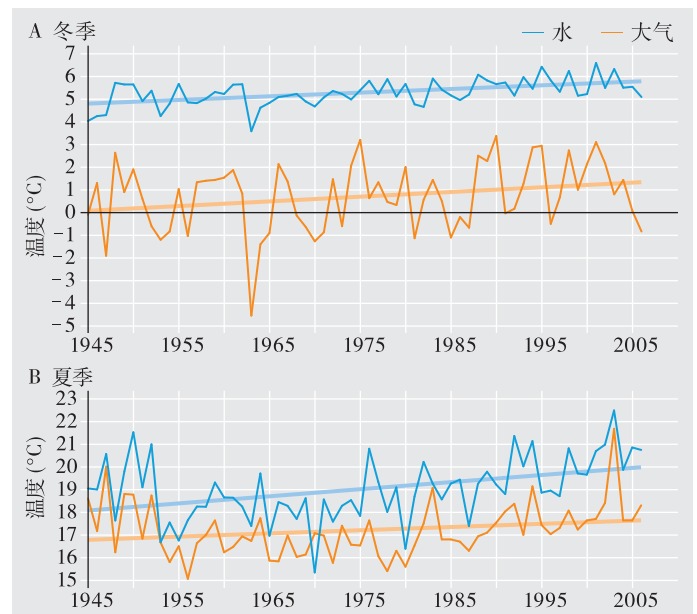
长期时间序列表明湖水温度正在不断增加 据各种模型预测, 大气中温室气体浓度不断增加将不仅会导致气温的增加, 而且还会导致湖泊和河流变暖。就湖泊来说, 这一预测已得到水温长期时间序列分析的证实。例如, 过去几十年中, 苏黎世湖(图1)^[1]、康斯坦茨湖、加尔达湖、马乔列湖和卢加诺湖的不同水深处已不断变暖。美洲、非洲、亚洲和南极的湖泊也发现有类似情况^[2]。

自1945年以来, 苏黎世湖5m深处冬季至冬季每年平均变暖0.016°C(图1A), 夏季至夏季每年平均变暖0.031°C(图1B)。就冬季和夏季而言, 水温变化与气温变化彼此非常吻合(锯齿形曲线)。显示冬季水温和气温长期增加的曲线也相当类似(图1A, 直线); 但从夏季到夏季, 水变暖的速率快于上面覆盖的大气(图1B)。在深水中, 情况更为复杂(图2)。这里使人感

兴趣的是锯齿形方式标志的2个时期(1985~1991年, 1999~2003年), 连续几年的温度上升被突然的降温所终止。当湖泊因一系列暖年而经历不彻底的混合时, 产生这类现象^[3]。通过较长时期的平均而获得的深水温度的较轻微增加(每年0.004°C), 可被看作是这些锯齿形现象的频率和持续期不断增加的结果, 这与气候变化有关。

较暖的湖水促进蓝藻菌的增殖 水温增加是促使蓝藻菌出现的主要因素之一。在合适的条件下, 这些生物(也称之为蓝绿藻)往往会形成水华, 作为水面上稠密

图1 1945~2008年在苏黎世湖5m深处(变暖水层的代表)测得的水温情况, 与同期苏黎世记录的气温的比较。(A)冬季(12月至2月的平均值), (B)夏季(6月至8月的平均值)





2003年夏季，阿彭策尔州内罗得的Sämtisersee几乎完全干涸

的微生物簇团，它们可能是可见的。像臭味化合物一样，蓝藻菌多少会产生对人类健康可能有有害的强烈的蓝藻毒素。瑞士很多湖泊中发现的一种优势物种是 *Planktothrix rubescens*，其毒素会对水质产生不利影响。然而，在湖泊进一步变暖情况下，更多有毒的蓝藻菌如 *Microcystis* 可能也会变得盛行起来，从而导致水质的重大恶化。

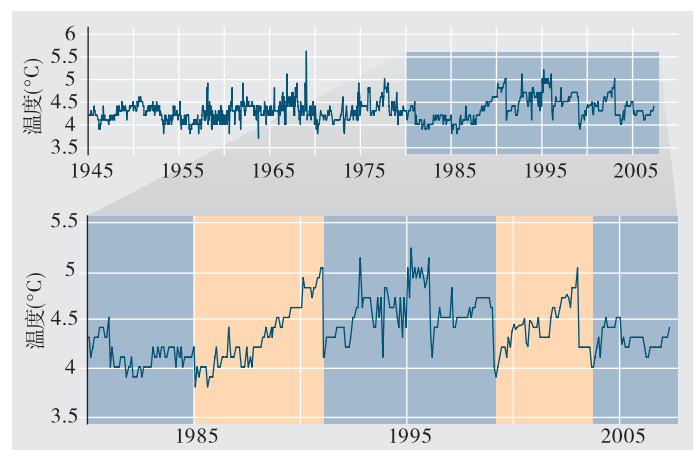
由于湖泊变暖，混合可能会变得不太频繁和不太强烈。除了热平衡之外，预计气候变化还会影响湖泊的垂直温度分布以及分层和混合行为。这一观点得到了若干模型计算的支持^[4]。瑞士很多湖泊在寒冷月份一般会彻底混合。为了出现这种情形，水柱的温度必须是均一的（等温的）。相比之下，在夏季月份，热分层阻碍了水的垂直交换（较暖的表层和较冷的深水=夏季滞流）。

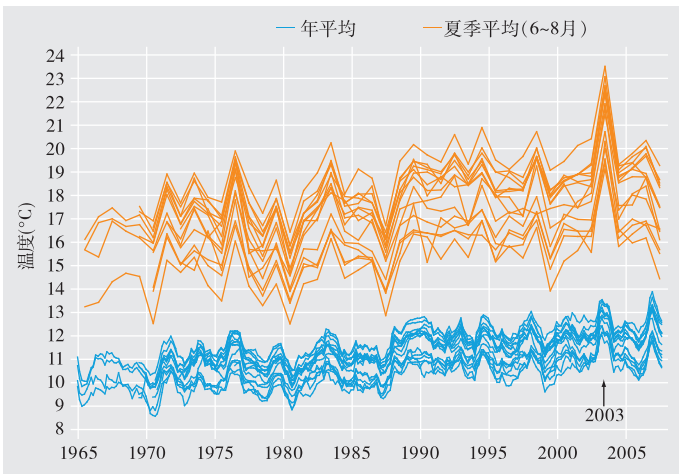
不过，由于气候变化，湖泊上层水层（变温水层和变相湖沼）可能会在未来几年中经历明显变暖，从而导致瑞士所有大湖中更稳定的温度分层，至少在一个过渡期内是如此，这将反过来会延长夏季滞流期和缩短等温期，从而最终降低混合现象的频率和强度^[4]。这种降

低的混合可能会导致深水中极低的氧浓度^[5]；不过，这不可能引起作为饮用水源的湖水利用的严重问题，因为如果必要的话，可以很容易改变取水的深度。

对于冬季通常结冰的湖泊来说，情况正好相反，结冰将出现得较晚，冰融化得较早，从而缩短了冰覆盖持续期以及加剧了混合^[6]。这往往会对深水充氧产生有利影响。

图2 1945 ~ 2008年在苏黎世湖120 m深处（湖下层）测得的水温情况





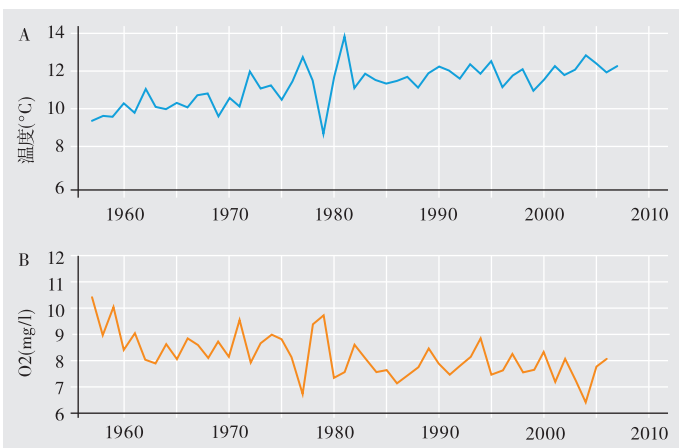
1965 ~ 2008年瑞士一些选定河流的水温^[7, 8]

预计河流也会变暖 据模型研究预计，不仅湖泊温度会长期增加，而且河流温度也会长期增加，这一趋势在长期数据序列中已明显可见（图3）^[7, 8]。如同其他干旱年份那样，在2003年酷热的夏季，河流排水速率大大低于通常值。与高的水温一起，这导致了鱼死亡率的上升^[7]。

大河在工业综合企业和核电站的冷却方面发挥了至关重要的作用。未来，河流的任何进一步变暖（可能与低水位一起）可能会对这类工厂的冷却带来问题，甚至可能必须完全关闭核电站。

人们很少了解气候变化对河流产生的影响，尤其是就地球化学方面来说。不过，在起始于1972年的“瑞

图4 地下水中温度（A）和氧浓度（B）的长期变化（苏黎世州Rheinau的Seewerben泵站）。数据（2月份的月平均值）来自Julien Gendre的学期论文



士国家河流监测与调查规划”（NADUF）的记录中可以获取信息^[9]。迫切需要对这些数据加以分析，以便检测气候变化对河流可能产生的影响。

现有关于气候变化对地下水质量的影响的证据不足 气候变化对地下水的影响尚未得到阐明。虽然滞留时间为1万至100万年的老的地下水已证明是，可用于重建自最后冰河期至全新世间冰期的过渡期大陆气候史的重要档案，但它们没有表明气候变化已影响或将会影响水质。

不过，至少有某种关于气候变化对年轻地下水（滞留时间：1~1000年）质量影响的证据（虽然有点轶事性质）。例如，斯堪得纳维亚饮用水中溶解有机碳（DOC）浓度较高^[10]，这被用来表明，大气温度增加加速了土壤碳转换，然后通过渗透导致用作饮用水的地下水中的DOC浓度增加。这可能会影响饮用水的颜色，例如，腐殖物质会使水变褐色。另外，升高的DOC浓度会对饮用水处理过程的所有阶段产生不利影响。为了确保有效处理，可能须事先去除DOC。

气候变化与地下水补给 不知道瑞士的地下水是否在经历类似的变化。在其国内“气候与水专题讨论会”（该会将长期数据的记录和分析确定为用文件证明气候和环境变化对水资源的影响的一项必要条件）的推动下，Eawag最近开始一项对瑞士地下水适当时序的系统研究。初步的分析结果是令人鼓舞的，证明了各地下水体对气候变化作出了明确的和惊人显著的反应。例如，过去60年中，一个靠近Rheinau莱茵河的泵站地下水的温度一直稳步升高（图4A），而氧浓度则稳步下降（图4B）。引人注目的是，冬季的温度影响比夏季要明显得多，所以不能单纯地归咎于较高的气温。相反，它可能表明，地下水补给的季节窗已转向夏季以及（或者）水文状况（水力、混合比率等）已发生根本性改变。过去500年中，巴黎流域的地下水温度也在稳步上升。就在19世纪以前，地下水在低于当今年平均温度的情况下渗透。

作为未来先兆的极端现象——2003年夏季的热浪 虽然长期变化很少冲击公众意识，但短期极端气候现象（洪水、热浪或干旱）常常会刻入集体记忆。2003年，中欧经历了自始于19世纪中叶的定期气象测量以来最热

的夏季^[11]。瑞士北部记录的气温超过长期平均值5个标准偏差或5.4℃。虽然这类温度对当今我们来说可能看起来是极端的，但它们却与气候模型计算所得的2071~2100年期间的夏季温度相一致^[11]。为此，2003年夏季热浪的影响可被用来获取对未来“正常”夏季的可能影响的粗略估计。

2003年，深的贫营养的苏黎世湖和浅的富营养的格赖芬锡湖，均因为表水层比通常要暖而呈现出极高的热稳定性。结果，苏黎世湖深水中的氧浓度大大下降；相反，格赖芬锡湖则因为湖下层在夏季常常缺氧而未出现氧浓度下降^[12]。

地下水也对2003年夏季的干旱和热作出敏感的反应。整个瑞士的水位都下降，某些情况下，甚至降至历史低水平（一种在后续正常年份中可能无法变好的亏损）。这些定量性影响还伴随着对水质的不良影响：例如，由于图尔高州浅地下水氧还原状态发生变化，所以氧含量被完全耗尽（缺氧的）。后来，在干旱期间累积于土壤中的硝酸盐突然被首场降雨冲洗出来。由此而产生的硝酸盐冲量导致地下水的额外污染，从而影响饮用水的质量^[8]。

利马特河沿线地下水泵站也受到水中较低的氧浓度的影响。在这里，明显变暖的利马特河水渗透进蓄水层。这促进了河床中的微生物代谢，从而导致更多可用的氧被消耗，进而导致原水质量的下降。因为现有多数地下水厂都未设计来处理贫氧（更不用说缺氧）原水。原水一旦被抽到地面，它就会再次摄氧，从而导致溶解铁作为红褐色氧化铁颗粒被沉淀出来。在这种水被用作饮用水之前，必须去除这些颗粒。

Eawag研究的结论：增加对气候变化对水质影响的聚焦 水体动态对长期气候变化和极端现象（可以被解读为未来气候的正常状态）都会作出反应。虽然气候变化对湖泊的影响已很好地得到文件证明，而且在机理方面能被理解，但关于地下水（全球最重要的饮用水源）的研究处于初期，需要不断增加关注。

尽管有很多未解决的问题，但我们仍可以得出这一结论：气候和环境变化正在出现，当今它们对水体和水资源的影响已可察觉。现在，这些事实需要被纳入我们的决策，以便确保我们的水资源得到可持续的管理，不仅要惠及我们当代人，而且还要惠及子孙后代。除了评价气候变化对水量的影响之外，日益明显的是需要考

虑评价其对水质的影响。作为联邦理工学院（ETH）的水生研究所，Eawag打算在未来这一领域的研究中发挥积极的作用。



- [1] Livingstone D.M. (2003): Impact of secular climate change on the thermal structure of a large temperate central European lake. *Climatic Change* 57, 205–225.
- [2] Livingstone D.M. (2008): A change of climate provokes a change of paradigm: taking leave of two tacit assumptions about physical lake forcing. *International Review of Hydrobiology* 93 (4–5), 404–414.
- [3] Livingstone D.M. (1993): Temporal structure in the deep-water temperature of four Swiss lakes: a short-term climatic change indicator? *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 25, 75–81.
- [4] Peeters F., Livingstone D.M., Goudsmit G.-H., Kipfer R., Forster R. (2002): Modeling 50 years of historical temperature profiles in a large central European lake. *Limnology and Oceanography* 47, 186–197.
- [5] Rempfer J. (2007): An analysis of long-term historical deep-water oxygen concentrations in lakes of differing trophic status. *Diplomarbeit, Universität Bayreuth, Deutschland*.
- [6] Livingstone D.M. (2005): Ice Cover on Lakes and Rivers. *Climate Trends Inferred from Historical Records*. Eawag News 58, 19–22.
- [7] BUWAL, BWG, MeteoSchweiz (2004): Auswirkungen des Hitzesommers 2003 auf die Gewässer. BUWAL, Bern, Schriftenreihe 369, 174 S.
- [8] Hari R.E., Livingstone D.M., Siber R., Burkhardt-Holm P., Güttinger H. (2006): Consequences of climatic change for water temperature and brown trout populations in Alpine rivers and streams. *Global Change Biology* 12, 10–26.
- [9] Hari R.E., Zobrist J. (2003): Trendanalyse der NADUF-Messresultate 1974 bis 1998. *Schriftenreihe der Eawag* Nr. 17, 200 S.
- [10] Hongve D., Riise G., Kristiansen J.F. (2004): Increased colour and organic acid concentrations in Norwegian forest lakes and drinking water: a result of increased precipitation? *Aquatic Sciences* 66, 231–238.
- [11] Schär C., Vidale P.L., Lüthi D., Frei C., Haeberli C., Liniger M.A., Appenzeller C. (2004): The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. *Nature* 427, 332–336.
- [12] Jankowski T., Livingstone D.M., Forster R., Bührer H., Niederhauser P. (2006): Consequences of the 2003 European heat wave for lakes: implications for a warmer world. *Limnology and Oceanography* 51, 815–819.

河流恢复与地下水保护



Olaf A. Cirpka, 地球生态学家, 水资源与饮用水室地表水文学小组组长
联合作者: Eduard Hoehn

主要由于数量方面的原因, 用于饮用水的地下水井常常位于河流附近。在很多情况下, 地下天然净化过程强大得足以让抽取的地下水在不经进一步处理的情况下进行配送。但当渠化河流被拓宽以及至泵站的距离缩短时, 这仍然可能吗?

在瑞士, 40%的饮用水自动抽自蓄水层, 尤其是抽自中部高原河谷中产水的砾石层。很多泵站位于水道附近, 在那里, 大量抽取的地下水来自河水的渗透。当水穿过地下时, 它被净化了: 细菌被过滤所拦截, 颗粒表面的生物膜降解了水中所含的天然有机化合物和人为有机化合物。充分的净化需要足够的地下滞留时间。根据《水保护条例》, 内地下水保护区S2的面积是由最少10天滞留时间来确定的。在河流恢复项目过程中, 先前渠化的水道被弄得更加自然, 其中包括拓宽河流。这可能会使河流更靠近水井以及缩短水在蓄水层中的迁移时间。作为一项预防措施, 自2004年起, 禁止在饮用水井的内保护区中进行河流恢复^[1]。因此, 这2种水保护方法之间已产生了一种似乎荒谬的矛盾。图尔河的几个河段已得到恢复。Eawag正在协调RECORD(“恢复通道动

力”)项目^[2], 在这一项目中, 来自联邦理工学院(ETH)的研究伙伴研发了允许客观评价这种矛盾的科学基础。

RECORD: 拓宽河段的首次详细研究 Eawag拥有分析河流与地下水之间相互作用的长期记录, 已研发了多种对水交换过程进行定量的方法。图尔河的详细研究是在图尔高州Felben-Wellhausen的Widen III泵站附近进行的, 它位于该河一个工程段的旁边。本文归纳了这些研究的结果。

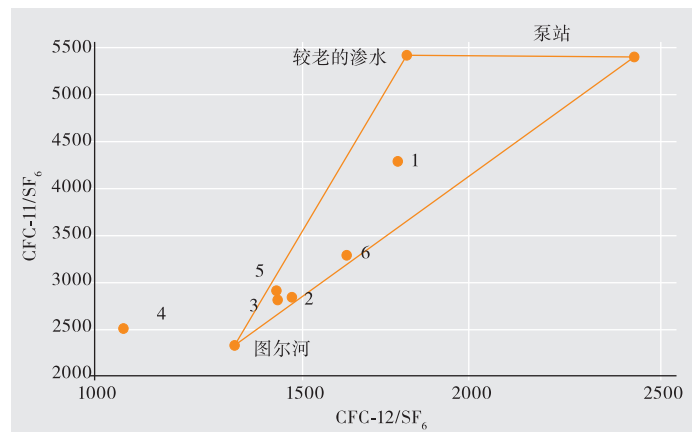
作为RECORD项目的一部分, 已在图尔河的2个地方安装了用于进一步分析的仪器设备: 在Widen的现有点, 那里的河流仍是渠化的; 另一个点设在图尔高州的Niederneunforn/苏黎世州的Altikon, 该点经历了集中恢

图尔河上的地下水研究



Photos: Olaf Cirpka, Eawag

图1 CFC-11、CFC-12和SF₆三组分图。在泵站和泵站之间的各个地下水监测点对图尔河中的这些物质的浓度进行了测定。数据由Eawag的Markus Hofer提供



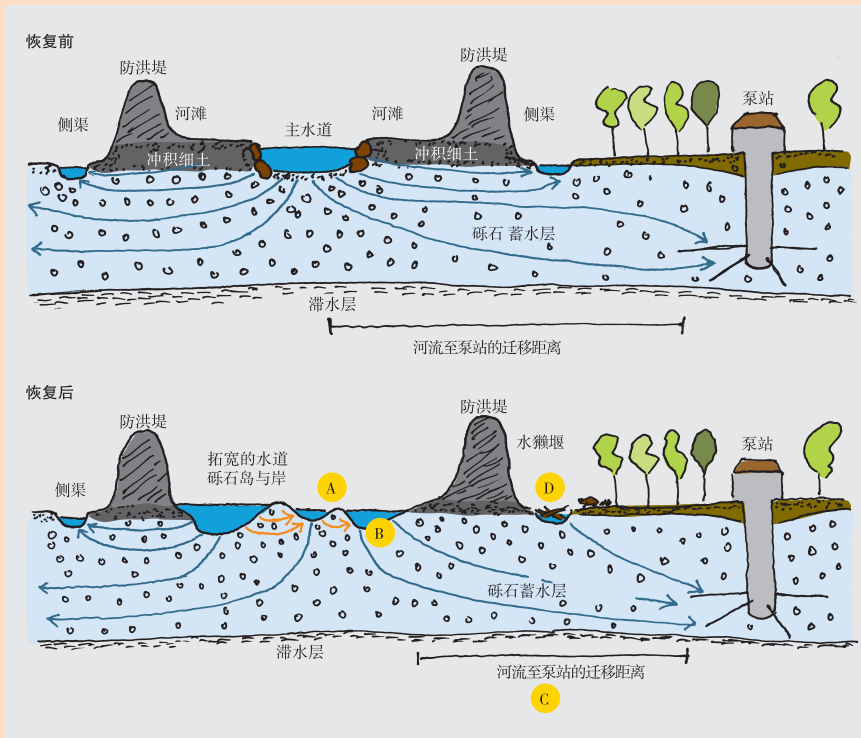
河流恢复是如何影响地下水的？

恢复措施为河流提供了用于建立一个自然的动态排水和沉积河流的更多空间，从而创建高生态质量的生境。迄今已进行了数年的最大的恢复项目之一，涉及到图尔高州图尔河的中段。

在尚未进行恢复的图尔河河段，渠化的主水道的河岸装有岩石堤，两侧带有河滩和防洪堤。在防洪堤的陆向一侧，侧渠排出周围地区的水，并带来来自支流的水。在平均排放条件下，河水只从主水道渗透进蓄土层。即使在高流量期间河滩被淹没时，河滩上的渗透量也是微不足道的，因为冲积细土的渗透性低。另外，水很少通过侧渠进入地下水。在这一地区，地下水位高于侧渠的水位，所以地下水往往外渗进这些侧渠。

当通过去除河滩而拓宽主水道时，受影响的河流与地下水之间的水交换会如何呢？

(A) 砾石岛和河岸发展、移动和再次消失。这增加了河流与河床之间的水交换（hyporheic交换）。河水水平通过河床和砾石岛，导致致病菌过滤的改善以及溶解污染物降解的增加——河流的自净能力增加。



(B) 河床的渗透性可能被改变，但不清楚以何种方式。一方面，加宽的河床中的流速下降了，所以细颗粒沉积物被沉积下来，从而降低了河床的渗透性。另一方面，洪水期间增加的沉积动力可能会更容易使这类堵塞层再次破裂，从而使河床更加可渗透。

(C) 河流与泵站之间的迁移距离（和迁移时间）缩短，这降低了蓄水层的净化效果。

(D) 恢复的河段变得对水獭再次具有吸引力。侧渠中的水獭堰局部拦蓄了侧渠中的水位，这可能会导致相反的流向（侧渠水渗入，而不是地下水渗出）。

复。尤其是，我们试图解答3个问题：

- ▶多大比例的抽取水来自该河？
- ▶在抽取之前，水在蓄水层中滞留多久？
- ▶在水通过地下过程中会发生什么样的变化？

通过混合计算来量化抽取水中河流渗水的份额 当河水和陆地地下水（源自降水渗入土壤）的化学组分不同时，我们可以确定泵站所抽水中河流渗水的份额。这包括测定主要阴离子、阳离子、溶解微量气体和稳定的

同位素等的浓度。计算地下水迁移过程中不会改变的各种化学惰性物质的浓度，并作图表示。在Widen III泵站，我们测量了氯氟烃-11和氯氟烃-12（CFC-11和CFC-12）以及六氟化硫（SF₆）的浓度。CFC-12与SF₆的比率以及CFC-11与SF₆的比率见图1。

在这一最简单的实例中，饮用水仅起源于2个来源——渗入的河水和陆地地下水。在该实例中，来自所有采样点的测量值会在一条直线上，这2种源水的组成分别标志两端。这一直线上的测量数据的位置则可表示

河水的比例。不过，情况常常会更为复杂，所抽取的水是由2种以上不同来源的水组成的。例如，松散的蓄水层常常是分层的，它带有同较新的河流渗水与陆地地下水之间流动的较老的渗水构成的额外的水层。Widen点的情况也是如此，可以从图1中位于3个终端形成的三角形中的测量点看到这一情况^[3]。

根据水的化学和物理性质估计迁移时间 化学成分还可以表明河流渗水在地下需要多长时间才能到达饮用水井。溶解氡同位素Rn-222的浓度可以用于少于15天的迁移时间^[4]。相比之下，可以用氙与氦的比率来测算年龄为2~40年的水样的年代。

另外，容易测量的、随时间波动的水的物理特性已证明是尤其可靠的。水位和水温的连续测量是一种有用的方法^[5]。为了记录这类时序，在河中、泵站以及在这两者之间的监测井中安装了探针。几个月之后，所采集的数据不仅可以用来计算水从河流迁移到各监测点需

要多长时间，而且还可用来计算特定点出现的究竟是渗入还是渗出以及源自河流的地下水的份额。

例如，渗入的河水“保留了”昼夜性和季度性温度变化。监测点离河流越远，在这些监测点观测到了信号就越延迟和衰减得越多。因此，可以在昼夜变化的基础上估算几个小时的地下滞留时间，在季节性温度变化的基础上估算几个月的迁移时间^[5]。一个简单的例子可能是，在一个靠近河流的地下水测量点没有检测到日波动，12月份记录了最高温度。这些测量结果可能清楚地表明，没有出现过重大的河水渗入。

电导率：迁移时间的一项精准的指标 另一种波动的量是特定的电导率。这一参数测量水传导电流的程度，较高的值表示离子浓度增加，上游集水区的降水会导致河水电导率的下降。这些差异也会被转移到地下水。图2A显示了图尔河和抽自Widen III 泵站的地下水的电导率测量值。地下水的电导率随时间推移出现变

在Niederneunforn的图尔河河滩上直接冲压安装一个新的观测井



化，与图尔河中观测到的情况相比，信号平稳。采用Eawag研发的一种数学方法，可以推导出渗入河水从河流到泵站的迁移时间分布。根据这些计算，仅在7天之后，小部分渗水可能就已到达该泵站。但绝大部分渗水需要15天以上，平均迁移时间约为18天（图2B）^[6]。

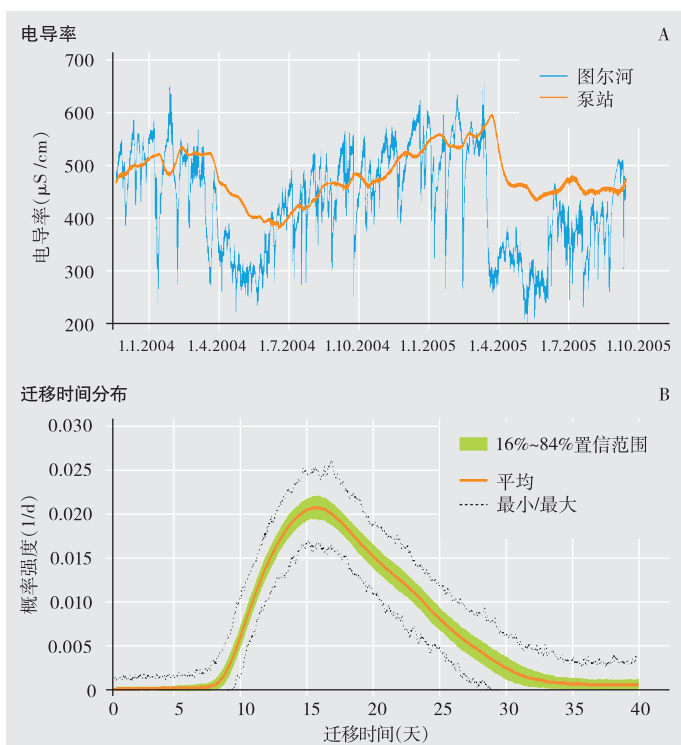
在通过地下时污染物降解和矿化增加 矿物质（如钙、锰、溶解无机碳）的浓度一般随距河流距离的增加而增加，虽然氧浓度是下降的。溶解有机碳（主要由天然有机物组成）还有人为微污染物如药物和杀虫剂的浓度随迁移距离的增加而下降，而且组成方面发生变化，因为只有可降解程度差的组分继续存在于这种水中，作为RECORD研究项目的一部分，将会更详细地研究水质与迁移时间之间的相互关系。目的是减少昂贵的化学分析数量以及采用可通过不太费钱的方式确定的迁移时间数据来评估水质。

关于实践的建议 虽然需要进一步研究以详细了解

河水渗透期间的各种过程，但实际目的的建议已相当清楚了：在未出现河水大量渗透的地方，只要这种作业不切开较可渗透的沉积层，河流拓宽就没有问题。类似建议适用于这类地方：渗入河水的迁移时间在20天以上。迁移时间接近10天的地方，预防性原则禁止在泵站的河向一侧进行拓宽作业。



图2 (A) 在图尔河和Felben-Wellhausen(图尔高州)的Widen III 泵站测量的特定电导率；(B) 在这些测量值基础上计算出的图尔河与该泵站之间的迁移时间分布（包括不确定性）



- [1] BUWAL (2004): Wegleitung Grundwasserschutz. Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 141 S.
- [2] www.cces.ethz.ch/projects/nature/record
- [3] Hoehn E., Cirpka O.A., Hofer M., Zobrist J., Kipfer R., Baumann M., Scholtis A., Favero R. (2007): Untersuchungsmethoden der Flussinfiltration in der Nähe von Grundwasserfassungen. GWA 7, 497–505.
- [4] Hoehn E. (2007): Überwachung der Auswirkungen von Flussaufweitungen auf das Grundwasser mittels Radon. Grundwasser 12 (1), 66–72.
- [5] Hoehn E., Cirpka O.A. (2006): Assessing hyporheic zone dynamics in two alluvial flood plains of the Southern Alps using water temperature and tracers. Hydrology and Earth System Sciences 10, 553–563.
- [6] Cirpka O.A., Fioren M.N., Hofer M., Hoehn E., Tessarini A., Kipfer R., Kitanidis P.K. (2007): Analyzing bank filtration by deconvoluting time series of electric conductivity, Ground Water 45 (3), 318–328.

地球成因污染物



Annette Johnson, 地球化学家, Eawag交叉项目“水资源质量”的协调人
 联合作者: K.Abbaspour, M.Amini, H.-P.Bader, M.Berg, E.Hoehn, S.Hug, H.-J.Mosler, K.Müller, T.Rosenberg, R.Scheidegger, L.Winkel, H.Yang, C.Zurbrugg

砷和氟化物是全世界地下水中分布最广的地球成因污染物。在很多发展中国家,来自受污染的水源的饮用水未经处理就被使用了。Eawag的交叉项目“水资源质量”包括绘制风险图,以便能确定潜在易受损的地区,以及研发适合于实际使用的去除方法。

摄入过量的砷或氟化物对全世界数亿人的健康构成了风险。这些地球成因物质(见专栏)是在某些条件下从蓄水层材料中迁移出来的。在很多发展中国家,遭受污染的地下水被用作饮用水源、用于灌溉以及用于食品制作。另外,地下水正越来越多地被开发用作饮用水,这部分是由于水资源日益稀少,而且还因为地下水被认为是“清洁的”饮用水的来源。

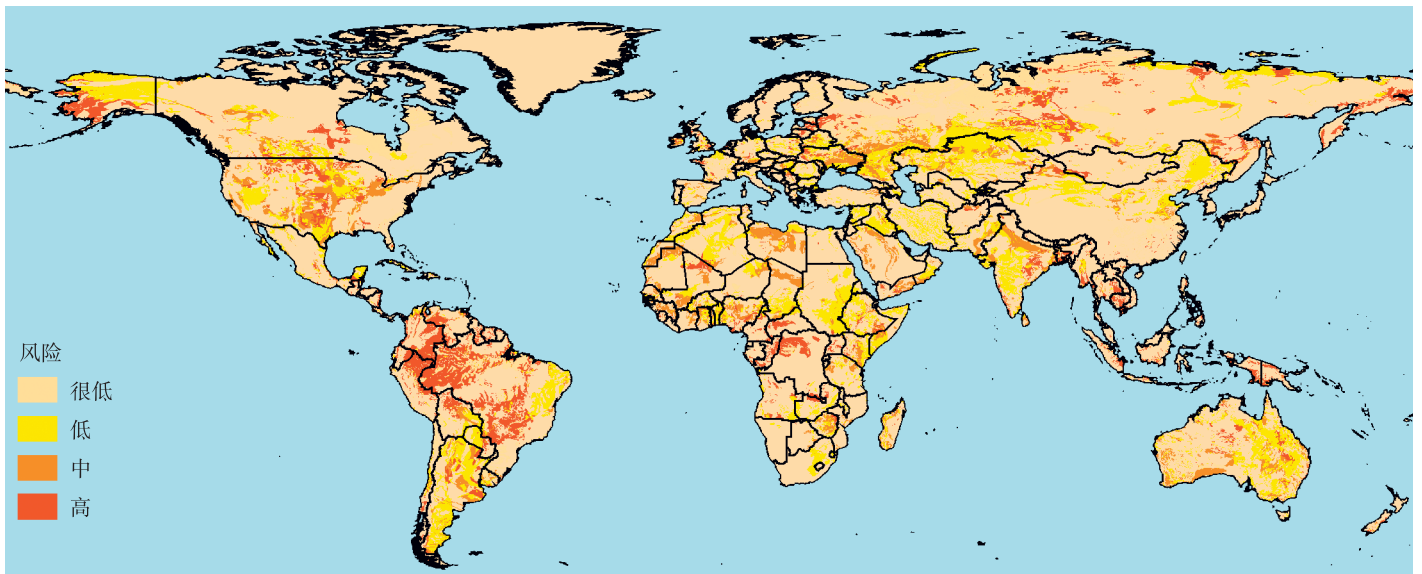
过量摄入砷或氟化物的不利的健康影响只有在一些年后才会变得明显起来。曝露于砷可能会导致各种失调,从皮肤颜色变化、角化过度(皮肤变厚)、心血管病一直到癌症。虽然少量氟化物可以防止龋齿和强化骨骼,但水中氟化物浓度的升高可能会导致不可逆的氟中毒。其主要特征是牙齿锈蚀和蚀斑(牙齿氟中毒现象)以及骨变形和易碎(骨骼氟中毒现象)。

象)。

虽然已确定了许多因砷浓度和氟化物浓度升高而受到影响的地区,但世界上其他一些预计可能存在遭受污染的地下水的地区大多仍不清楚。由于很多原因,不可能仅靠水样分析来解决这一问题。作为Eawag交叉项目“水资源质量”(WRQ)的一部分,我们已绘制了显示砷或氟化物污染的地下水发生概率的全球风险图和地区风险图。另外,我们目前正在研发和试验特别适合于发展中国家使用的简单的、成本低的处理方法。

预测高风险区——即便是在没有地下水测量数据的情况下 描绘地下水中砷浓度或氟化物浓度升高的地区的风险图,对于那些缺乏地下水质量监

图1 全球砷风险图——模拟了地下水中砷污染的概率



测规划的国家来说可能是很有用的。这些预测图是以一种结合测量的地下水数据以及已知的地质和地理参数的模型为基础的；为了研制一种模拟模型，计算了这些变量对砷或氟化物浓度增加的出现所具有的重要性。为了这一模拟过程，我们研发了一种新方法，将统计程序与专家知识相结合，考虑到地下水中浓度增加的自然原因。这意味着，即便对于那些没有地下水质量数据的地区，也能估算出地下水污染的概率。

作为第一步，我们建立了一个使用物理特性如土壤类型、地质、气候和地形的数码地图的数据库（地理信息系统/GIS）。与此同时，我们通过出版物以及通过当局和机构提供的反馈收集了有关地下水化学成分的数据。我们总共记录了大约2万个砷数据点和6万个氟化物数据点。

全球很多地区发现富砷地下水 通过确定和分别模拟2种不同的地球化学环境（“还原的”和“氧化的/高pH的”），可以研制一种用于砷的最佳模型^[1]。化学还原环境（例如出现在带有丰富有机沉积物的年轻河沉积中）导致砷以还原三价砷的形式被释放出来，而在pH值高的干旱地区，砷以氧化态的五价砷形式被释放出来。

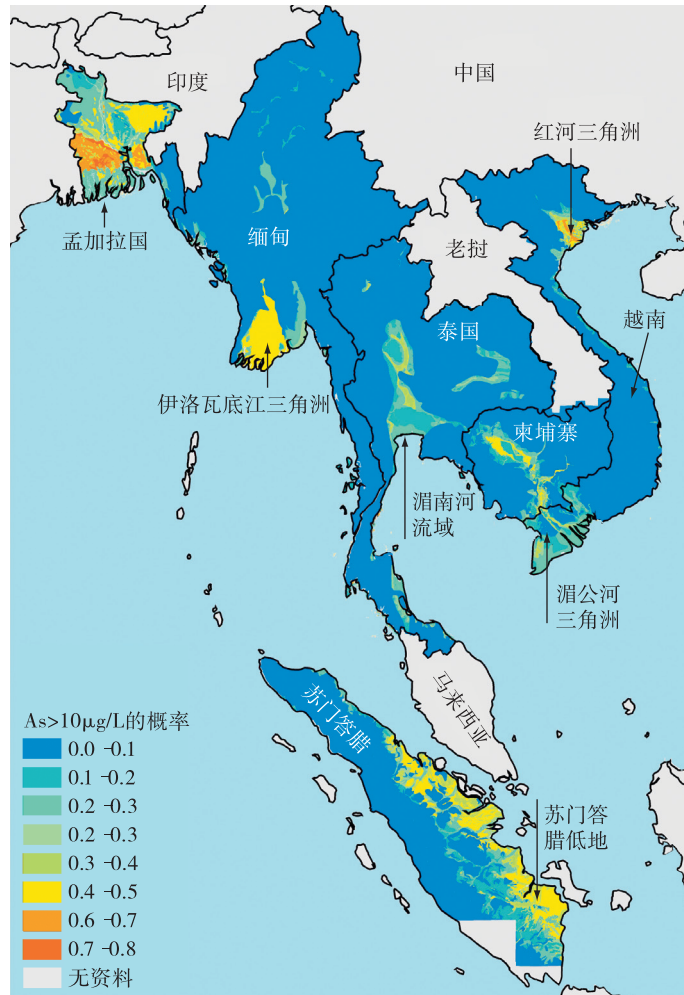
我们的风险图（图1）表明全世界明显出现了富砷地下水。北美洲（阿拉斯加和美国中部）和南美洲（如巴西）、非洲（刚果）以及亚洲（孟加拉国、印度、尼

泊尔、柬埔寨和中国）的这一概率特别高。

由于已知污染是东南亚的一个主要问题，我们决定在次大陆级对该地区进行一次详细研究，另外，将年轻的沉积层地质学结合进我们的模型^[2]。孟加拉国、柬埔寨、泰国、越南、缅甸和苏门答腊的数码地图被纳入这些计算（逻辑回归）。我们发现，地质年轻的（全新世）三角洲沉积物和有机物丰富的表层沉积物，是地下水砷污染的关键性指标。我们的模型还确定了迄今尚未进行砷测量的苏门答腊和缅甸广阔的高风险区（图2）。

印度和中国的部分地区、北非和中东富含氟化物的地下水的风险 地质也是地下水氟化物污染的关键因素^[3]。尤其是高浓度的氟化物常常出现在岩浆岩石中。

图2 东南亚砷风险的详细研究，在该研究中还考虑到年轻的沉积层的地质学——模拟了蓄水层还原条件下地下水砷污染的概率



地球成因污染物

地下水并非总是特别纯净的饮用水的来源：在一些地区，一些问题物质在某些地球化学和地质条件下在地下迁移，这种地下水用作饮用水可能是一种健康危害。例如，锰和还原砷（亚砷酸盐）在缺氧的化学还原条件下是可溶的。在碱性条件下，诸如氟化物、砷酸盐、钒酸盐、硒酸盐、硼酸盐以及双氧铀-碳酸盐复合物一类阴离子从负价矿物表面解吸出来。阴离子（如氟化物、砷酸盐、钒酸盐）浓度升高可能还会出现在溶解钙水平低的地下水中。全世界最重要的地球成因污染物是砷和氟化物。世界卫生组织公布的指标值为砷 $10\mu\text{g/L}$ 、氟化物 1.5mg/L 。

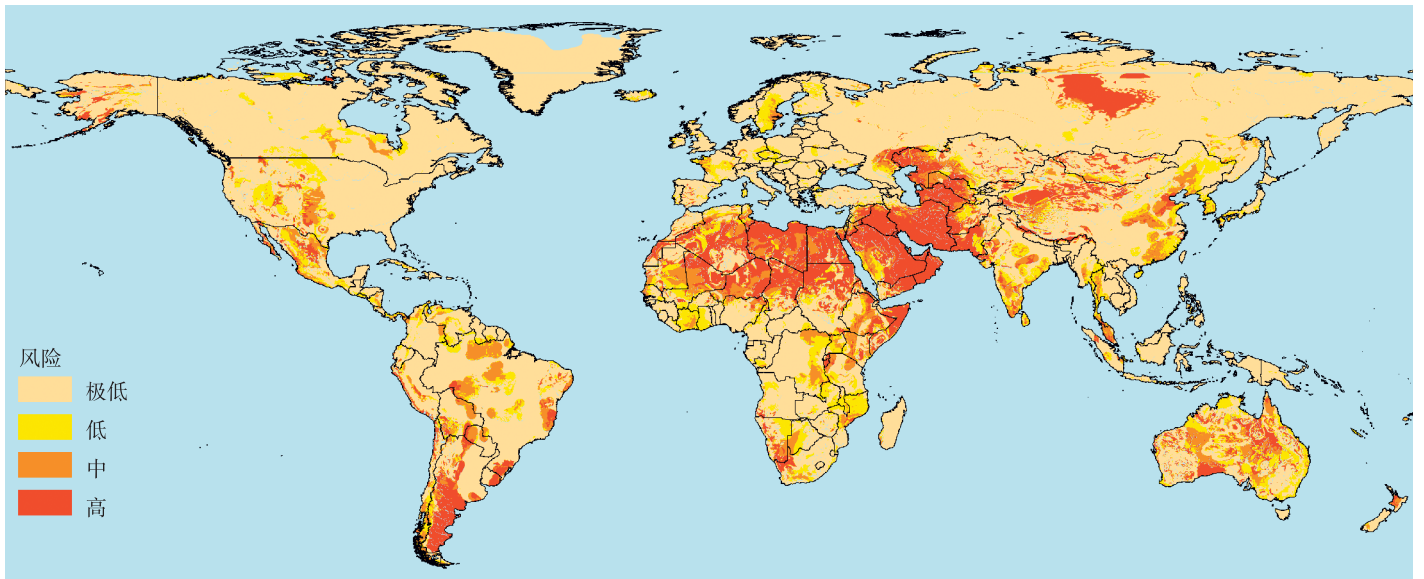


图3 全球氟化物的风险图——模拟的地下水氟化物污染的概率

另外，由岩石释放出的钙起重要作用，因为氟化物可能会以氟化钙的形式沉淀。气候条件也需要得到考虑，因为在干旱气候下盐类（包括氟化物）容易在浅蓄水层中富集。土壤pH也是重要的，因为作为一种阴离子，氟化物会在碱性条件下被释放。

为了这一模拟，确定和分别模拟了8种涉及上述因素不同组合的地球化学情景。图3示出了总的结果。一项特别惊人的发现是，从北非穿越中东一直延伸到巴基斯坦、乌兹别克斯坦和哈萨克斯坦的广阔的地带，那里遭遇氟化物污染的地下水的高风险。

风险图需得到正确解读！ 强调这一点是重要的，即这类风险图仅表示各个地区出现的砷或氟化物浓度的概率将会有多高，而不是表示那里的地下水实际含有高浓度的砷或氟化物。所以不能排除这类情况：富砷或富氟化物的地下水实际上可能位于砷或氟化物风险低的地区，或未受污染的蓄水层也可能存在于高风险区。

这类模型的精确性受2个因素制约：空间分辨率和数据可得性。理想的是，理应记录随深度而变的数据，因为地下水的质量随深度进而随地质和地球化学条件而变化。然而遗憾的是，尚无合适空间分辨率基础上的这种信息。因此，模型不可代替局部水平上的地下水质量分析。

水处理要求——简单、有效和负担得起 非常需要

针对发展中国家尤其是乡村地区的可持续的饮用水处理要求。合适的处理方法既可用于家庭也可用于社区设施。理想的是，这类系统应高度有效、服务寿命长、易于操作和维护以及产生足以满足日常需求的经处理的饮用水。为了确保这类水处理方法能得到可持续的实施，在合适的、适应当地情况的普及战略得以制定之前不仅需要考虑技术方面，而且还需考虑社会经济和社会文化方面，例如费用问题或目标人群的接受性。

特制的除砷技术 在砷浓度升高的一些地区，我们正在根据特定环境条件评估不同的措施^[4]。例如在河内地区，常常可以通过一种后接砂滤的简单的地下水曝气工艺令人满意地去除砷。这是因为红河三角洲的水一般含有10~30 mg/L溶解Fe(II)，当与大气中氧氧化时，会形成红色的氢氧化三铁。接着，砷被吸附于这些颗粒，而后这些颗粒被拦截在砂滤器中。

但在孟加拉国，天然铁含量通常太低，而且砷去除还进一步受到高浓度天然磷酸盐的影响。作为一种增加水的铁含量的简单方法，研发了各种含有金属铁（如铁屑或铁钉）的砂滤器，这些砂滤器可以根据水的成分多少有效地去除砷。为了提高我们对这些过滤器效果的了解以及使其性能最佳化，我们目前正在与孟加拉国、圣萨尔瓦多、希腊和罗马尼亚当地的伙伴一起开展实验室实验和现场实验。

另外，我们正在与孟加拉国当地的伙伴一道工

作，以评估较深的管井（160~230 m深）是否能提供无砷水。遗憾的是，在很多地方，来自某一深度的地下水含有高浓度的锰和盐类，所以假如要同时遵守砷和锰的限定，那么就必須确定每个地区合适的深度。

用于去除氟化物的骨炭过滤器 采用过滤器去除饮用水中过量的氟化物，这可以追溯到20世纪40年代初。所研发的过滤材料由铝氧化物或磷酸钙组成。但这些应用一直而且将继续大部分限于工业化国家；只有少数除氟项目也成功实施于发展中国家。这类饮用水项目的失败主要归咎于缺乏有效性以及不充分适应当地条件。

我们正在与纳库鲁天主教区（CDN，肯尼亚的一个组织）合作，研究基于使用磷酸钙的处理材料与方 法，它可以应用于发展中国家的乡村地区。CDN已从事利用骨炭去除氟化物的研究达十年之久。虽然这种饮用

寻找无砷地下水：一个钻探队在孟加拉国Sreenagar的孟加拉三角洲松软的沉积物中安装220 m深的管井



Stephan Hug, Eawag

水处理方法很简单、有效，但优质骨炭的生产需要大量经验：最终产品的质量受到动物骨炭化过程中温度、氧浓度和滞留时间的重大影响。另外，由于骨炭只能使用数月，所以必须定期更换。为了延长这种滤料的使用寿命，我们目前正在研究一种增强的骨炭过滤方法，在这一方法中，向过滤器添加钙和磷酸盐，以沉淀氟化物。为了避免每天添加化学品，CDN已研发了溶于水的药丸，这类药丸可以缓慢释放所需的物质。实验室和现场初步试验结果是有希望的：这种过滤器的使用寿命可能会延长5~7倍^[5]。

展望：将实用的处理方法提供给受影响的地区 虽然氟化物去除技术仍处于研发阶段，但在亚洲，普及用于砷污染水的处理方法的努力已有一些年头了。尽管如此，与砷相关的健康问题已变得更为重要了，尤其是在孟加拉国。这方面有很多原因：人们未充分了解这一问题；处理方法太复杂、文化上不可接受或与已养成的习惯相矛盾；以及水质问题常常被日常生存斗争所掩盖。另外，外来者常常对允许水处理得以在社区被确立的机构结构缺乏足够的了解。然而，解决办法适应于当地条件以及考虑到机构、技术和社会方面，是很重要的。因此，在WRQ这一交叉项目中，Eawag将试图研发一种允许今后几年中在发展中国家可持续实施的系统性方法。



- [1] Amini M., Abbaspour K.C., Berg M., Winkel L., Hug S.J., Hoehn E., Yang H., Johnson C.A (2008): Statistical modeling of global geogenic arsenic contamination in groundwater. *Environmental Science and Technology* 42, 3669–3675. doi: 10.1021/es702859e
- [2] Winkel L., Berg M., Amini M., Hug S.J., Johnson C.A. (2008): Predicting groundwater arsenic contamination in Southeast Asia from surface parameters. *Nature Geoscience* 1, 536–542. doi:10.1038/ngeo254
- [3] Amini M., Mueller K., Abbaspour K.C., Rosenberg T., Afyuni M., Möller K.N., Sarr M., Johnson C.A. (2008): Statistical modeling of global geogenic fluoride contamination in groundwaters. *Environmental Science and Technology* 42, 3662–3668. doi:10.1021/es071958y
- [4] Hug S.J., Leupin O.X., Berg M. (2008): Bangladesh and Vietnam: Different groundwater compositions require different approaches for arsenic mitigation. *Environmental Science and Technology* 42. doi:10.1021/es7028284
- [5] Müller K., Kage F., Wanja E., Mattle M., Osterwalder L., Zurbrügg C., Johnson C.A. (2008): Improving fluoride removal efficiency. *Sandec News* 9, 6.

用于评价饮用水安全性的新方法

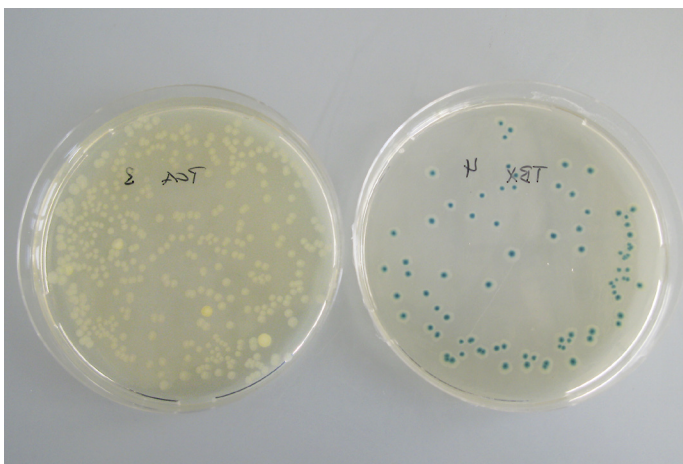


Thomas Egli, 微生物学家, 环境微生物室负责人和饮用水微生物学与生态生理学组组长, 苏黎世ETH名誉教授
联合作者: Michael Berney, Frederik Hammes, Hans Peter Fuchslin

饮用水的微生物安全性是通过允许细菌生长成可见菌群来评价的。但这种方法费时, 而且常常大大低估水中所含微生物的数目。Eawag研发的一种基于流式细胞计量术的方法则更为迅速、可靠和更为通用。

在多数情况下, 目前用于微生物安全性检测的方法最初是100多年前研发的提供了足以保护饮用水免受污染的手段。它基于2种易确定的微生物学参数^[1]: 需氧中温菌的数目(即其生长需要氧和中温的环境菌; 被称之为异养平皿计数/HPC)以及肠道细菌*Escherichia coli*的出现率(图1)。在瑞士, 还要求检测水的另一组肠道细菌——肠道球菌。HPC被用来确定可见细菌的水平, 因而用来评估饮用水的一般微生物质量和安全性。例如在自来水供应中, 要求HPC低于300菌群形成单位(cfu)/mL。*E.coli*或肠道球菌的存在被认为是粪便污染的证据; 因此, 100mL水样必须被证明完全没有*E.coli*和肠道球菌。

图1 来自水样的需氧中温菌已在固体介质上形成了菌群(左); 在一个带有选择性营养介质的琼脂平皿中培养的肠道菌*Escherichia coli*的菌落, 从而允许辨别*E.coli*与相关的大肠杆菌(右)



Photos: Martina Baechrowitz, Eawag

但这些方法的一个主要不利条件是, 需要相当长的时间, 因为必须要让水中的细菌细胞在固体营养介质上(琼脂平皿)长成可见的菌落; 就*E.coli*来说, 这需要18~24小时, 而且HPC的确定需要3~10天, 这取决于所采用的技术。如果要额外检测水的特定致病微生物如军团菌或霍乱菌, 可采用类似的技术; 根据不同的致病菌, 所需时间增至几天甚至几周。虽然过去20年中已研发了用于快速检测指标性微生物和选定的致病菌的各种分子生物学方法, 但它们也有缺陷: 需要受过培训的人员, 检测极限不够低, 或这些试验对于日常分析来说成本太高(详细综述可见参考文献[1]第8章)。因此, 仍缺乏可快速、可靠和低成本的监测微生物学水质的方法。所以过去5年左右在Eawag, 我们已在探索流式细胞计量术(见专栏)应用于饮用水微生物分析的可能性。迄今为止, 我们在这一技术方面的经验一直是非常令人鼓舞的。我们研究组研发的3种技术特别有价值: 确定总细菌细胞数; 评估微生物生存性; 以及快速检测致病菌。

流式细胞计量细胞计数在很多方面优于常规方法这种法定的方法包括: 通过HPC的平均值确定水的微生物含量。在被认为安全的水中, 这一值为0~100 cfu/mL。作为与显微镜直接计数相比较的结果, 这一点为人们所知已有30多年。因此, 虽然水中存在的多数细菌是活的和可繁殖的, 但采用HPC法, 只有1/100~1/1000的细菌形成菌落。这方面的原因是多重的, 而且大多不为人们所知。

不过, 采用我们的新方法, 在用DNA键联的荧光

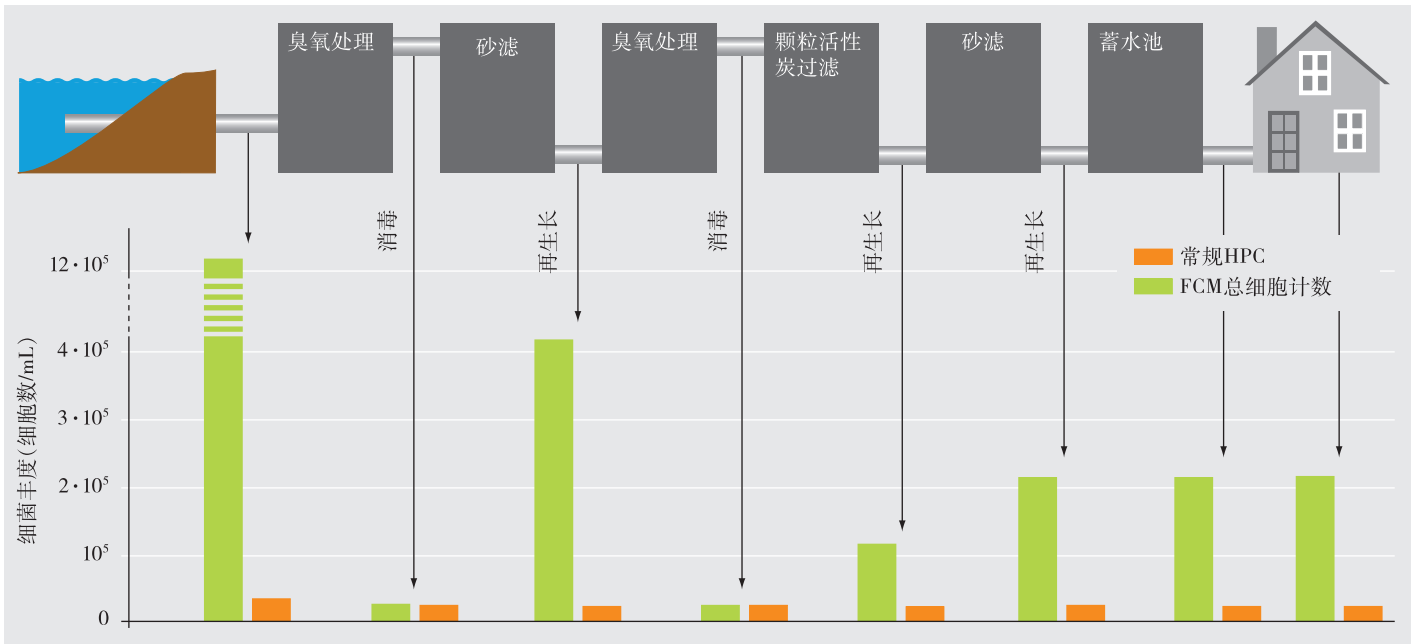


图2 流式细胞计量术 (FCN) 和法定异养平皿计数 (HPC) 法确定的来自苏黎世湖的饮用水在处理 and 分配的不同阶段的细菌细胞计数

染料染色之后，可以在仅15分钟内可靠地对微生物进行计数。与苏黎世水厂合作进行的对这2种方法的比较表明（图2），流式细胞计量计确定的细胞数（也得到显微镜计数的核对）提供了一个比HPC法的结果更为现实的图像^[2]。我们的结论得到了另一项研究的证实，该研

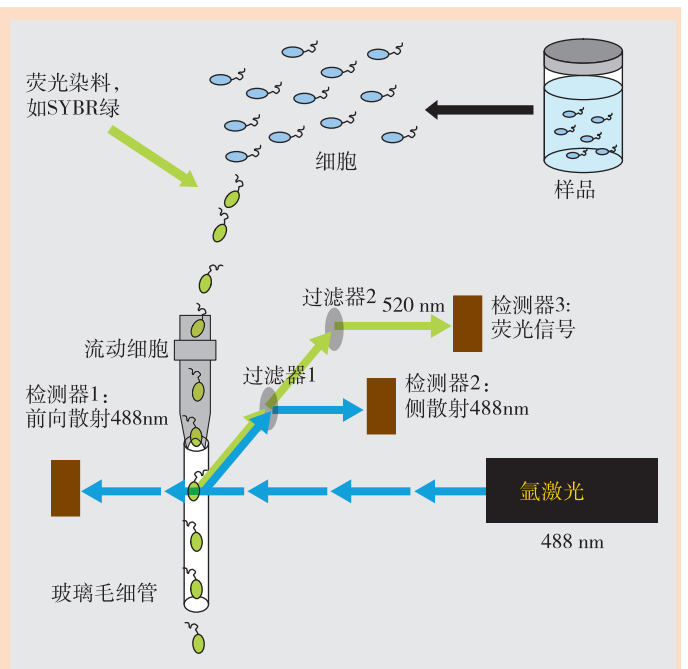
究涉及Eawag内部的饮用水供给系统^[3]，而且还得到这一事实的证实：腺三磷酸盐（ATP——作为每个活细胞能量载体而出现的化合物）与细胞计量术确定的细菌细胞数有很强的相关性，但与HPC值的相关性差。所以我们认为，我们研究所研发的细胞计量方法在很多方面

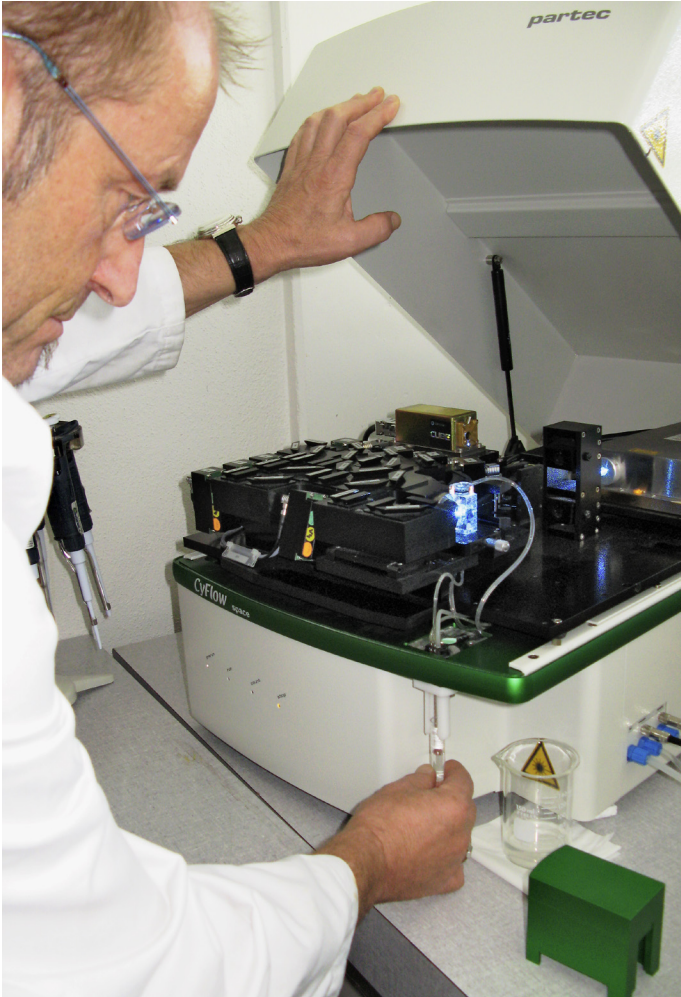
用流式细胞计量每秒钟计量多达1000个细胞

流式细胞计量术用于医学实践如计量血细胞已有20多年。相比之下，它没有广泛用于微生物学，这可能主要是因为细菌比人类细胞要小得多，因此更难以检测。但最近，一些技术精密和不太昂贵的装置已开始被用于生物技术过程的微生物监测和食品工业。

流式细胞计量术的原理较为简单：一个光束（通常来自激光）穿过一个以单列形式流过玻璃毛细管的微生物流。当光束碰到一个细胞时，部分辐射被散射（被透镜、镜子和过滤系统改向），并且被光检测器所捕获。由于电子信号检测，每秒钟最多可以计量1000个颗粒，所需样品量一般少于1mL。

另外，可以用荧光染料对这些细胞染色。这些染料附着于细胞组分，例如DNA、蛋白质或细胞表面结构，从而使得能够区别活的细胞（=有标记的）和死的或不活泼的细胞（=无标记的）。





Eawag 的技术人员Hans-Ueli Weilenmann在流式细胞计量仪前

要优于常规的HPC方法。它已被苏黎世水厂日常使用（与法定的平皿培养法一道）。

用荧光染料对活细胞进行标记 已知水中存在的多数微生物无法在目前所用的营养介质上繁殖，断言这一点是太容易了：这些细胞是不活泼的或甚至是死的，因此与水的微生物安全无关。然而，大量证据表明，这些微生物能够靠天然可得的碳化合物——所谓的可同化的有机碳（AOC）来生长。为此，饮用水专业人员不仅需要知道水中存在有多少微生物，而且还要知道它们是如何生存的。

为了医学和显微应用，已研发了大量用以显示细胞生理活动的荧光染料。它们中的一些也适合用于确定微生物细胞的生存力，正如涉及实验室菌株的实验所证明的那样。我们目前还在评价用于环境微生物的生存

| 染料 | 目标 | 作用机理 |
|---|----------|---|
| 碘化丙锭 | DNA | 可以穿透死细胞多孔的细胞膜，但被带有完整膜的活细胞所排斥 |
| 溴化乙锭 | DNA | 只对死细胞染色，因为这种染料被自动排出活细胞 |
| SYBR 绿1 花青 | DNA | 同时对死细胞和活细胞染色。区别带有高HNA和低核酸含量（LNA）的细菌。以前认为HNA细菌是活的，而LNA细菌则是不活泼的或死的。根据我们研究结果，这一理论是错的 |
| DiBac4(3) 双(1, 3-二丁巴比妥酸盐) 三methine oxonol | Proteins | 只穿透膜潜力被破坏、能量和转运代谢受损的细胞 |
| CFDA Carboxyfluorescein diacetate | | 被酯酶分解的底物在活细胞中形成荧光化合物 |

适合作特定微生物活动指示物的荧光染料

力的初步筛选（见表）。

我们已证明，平均60%~90%的水中微生物是生化活性的和活的；这大大高于采用HPC法所确定的比例^[4,5]。染料羧基荧光素双醋酸盐（CFDA）通过酯分裂酶被转换为活细胞中的荧光化合物，它显示出与水样中ATP浓度特别好的相关性（图3）。总之，我们深信：在不久的将来将会有一种合适的染料组合用于水中微生物生存力可靠的日常评价。

通过免疫颗粒检测危险的致病菌 虽然每毫升水中的环境细菌的总数为10万个（饮用水）到100万个（湖水）不等，但微生物致病菌的数目（即便是在污染情况下）要低几个数量级。例如，为了检测100mL饮用水中粪便指示菌*E.coli*的一个细胞，可能需要能从流式细胞仪中的大约1000万个其他细胞中将其拣出来。采用Eawag研发的方法，的确可以在大约2小时内做到这一点，假定足够低的检测极限。为此，首先在膜过滤器中对水样中所含微生物进行富集，然后以浓缩形式再次去除。在添加免疫颗粒（它们涂有抗体，这些抗体专门附着于致病菌表面特定的结构）之后，可以通过磁力将附着于这些颗粒的相关的传染性微生物从细胞浓缩物中分

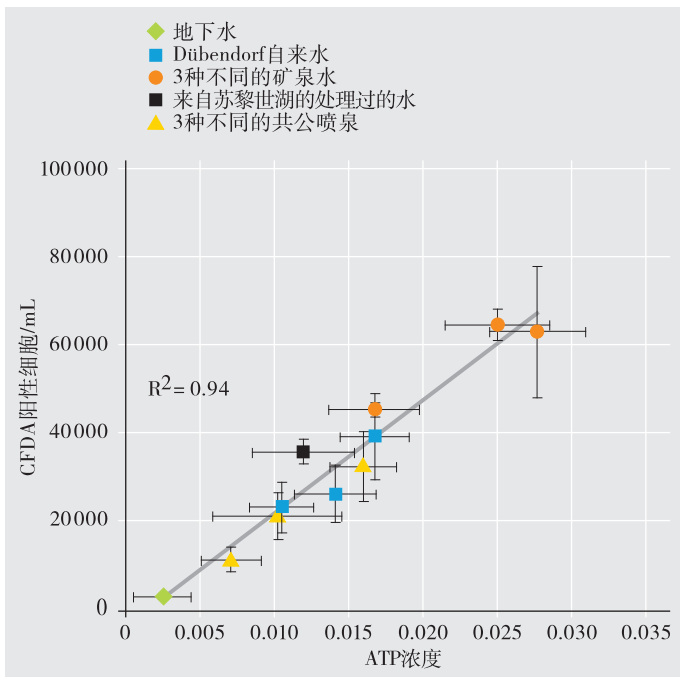


图3 ATP浓度与CFDA染料确定的活细胞数之间的相关性

离出来，接着在流式细胞计量仪中进行计数。

采用这种方法，我们获得了肠道寄生虫 *Giardia lamblia*（它每年影响全世界2亿人）95%以上的回收率，这不仅是在水样而且是在粪便样中获取的^[6]。目前，检测极限约为10个细胞/L水，没有假阳性结果。采用同样的方法，我们还能检测 *Legionella*^[7]、产生痢疾的 *E.coli* O157菌株、隐孢子卵囊和霍乱菌。我们的下一个目标是扩大所能检测的致病菌的范围以及大大降低检测极限。

流式细胞计量术——一种未来具有巨大潜力的技术 我们深信，在未来的一些年中，Eawag研发的大量方法将会成功地用于实践。它们将能首次获得关于饮用水处理和分配中微生物归宿的综合的和现实的数据。现在已可获得更为简单和价格不太贵的流式细胞计量仪，它们很适合用于水分析。如果这一领域进一步取得进展的话，那么无疑将会很快出现能快速日常检测大范围微生物安全性参数（或许甚至包括病毒在内）的设备。另外，在线分析目前看来并非遥不可及。 ○○○

我们要感谢过去几年中对这一研究领域的成功研发作出贡献的每一个人，尤其是Eawag的Franziska Bosshard, Iris Hülshoff, Hans-Anton Keserue, Stefan Kötzsch, Eva Sibel, Marius Vital, Yingying Wang以及 Hansulrich Weilenmann。我们还要感谢苏黎世水厂（WVZ）和Wave 21小组的Oliver Köster和Hans-Peter Kaiser。

这项工作得到了FOEN、FOPH、Eawag、EU TECHNEAU项目、Spiez实验室和苏黎世水厂的资助。

- [1] OECD, WHO (2003): Assessing microbial safety of drinking water. Improving approaches and methods. OECD, Paris, France, WHO, Geneva, Switzerland.
- [2] Hammes F., Berney M., Wang Y., Vital M., Köster O., Egli T. (2008): Flow-cytometric total bacterial cell counts as a descriptive microbiological parameter for drinking water treatment processes. *Water Research* 42, 269–277.
- [3] Siebel E., Wang Y., Egli T., Hammes F. (2008): Correlations between total cell concentration, total adenosine triphosphate concentration and heterotrophic plate counts during microbial monitoring of drinking water. *Drinking Water Engineering and Science* 1, 1–6.
- [4] Berney M., Hammes F., Weilenmann H.-U., Bosshard F., Egli T. (2007): Assessing and interpreting bacterial viability using LIVE/DEAD BacLight™ Kit in combination with flow cytometry. *Applied and Environmental Microbiology* 73, 3283–3290.
- [5] Berney M., Vital M., Hülshoff I., Weilenmann H.U., Egli T., Hammes F. (2008): Rapid assessment of microbial viability in drinking water. *Water Research* (in press).
- [6] Keserue H.A., Füchslin H.P., Egli T. (2008): Rapid detection and enumeration of *Giardia* Sp. cysts in different water samples by immunomagnetic separation and flow-cytometric detection. 5th IWA Leading Edge Technology Conference on Water and Wastewater Technologies, Zurich. Abstract, p. 62.
- [7] Füchslin H.P., Schürch N., Kötzsch S., Keserue H.-A., Egli T. (2007): Development of a rapid detection method for *Legionella pneumophila* in water samples. Swiss Society for Microbiology Annual Meeting, Interlaken. Abstract, p. 166.

去除微量有机污染物



Andreas Peter, 环境化学家, 2008年他完成了在水资源与饮用水室关于臭味化合物的博士论文, 他是Eawag Spin-off aquality的共同创立者。
联合作者: Urs von Gunten

人们正在不断通过现代分析方法从水中发现人为起源和天然起源的新的微量污染物。但当今饮用水处理厂有效去除这些物质了吗? 本文将评价2种方法——活性炭过滤和化学氧化。

由于不断改进的分析方法使得能够测量以极低浓度出现的化合物 (ng~mg/L范围), 所以水资源中可测量的微量有机污染物的一览表在不断延长。这些化合物属欧盟登记的大约10万种人造有机化学品之列, 其中大

约3万~5万种是日常使用的。但成问题的并不仅是人造物质, 饮用水中的各种天然污染物也是令人讨厌的 (见专栏: 微量污染物的来源)。

为了使污染物的浓度尽可能保持低, 瑞士高度重视水体和水资源保护; 仅举3个例子, 这些措施包括有效的水处理; 用保护区来保卫地下水井 (见第4页的主要文章) 以及在渗透之前处理公路径流。目标是, 在任何可能的地方, 提供无需处理或仅有最低处理的饮用水。因此, 每年10亿m³饮用水中的4亿m³水可以不经处理就输入瑞士的配水系统。

在不可能做到这一点或饮用水取自湖泊的地方, 首先必须进行处理。为此, 采用物理、化学和生物工艺 (常常是组合的)——絮凝、沉淀、(生物)过滤、吸附、化学转化以及氧化/消毒。我们希望弄清这一点: 目前所用的水处理方法是否也能去除仅最近才在水资源中发现的微量污染物。这项研究是Eawag交叉研究项目“Wave 21” (21世纪的饮用水)的组成部分。

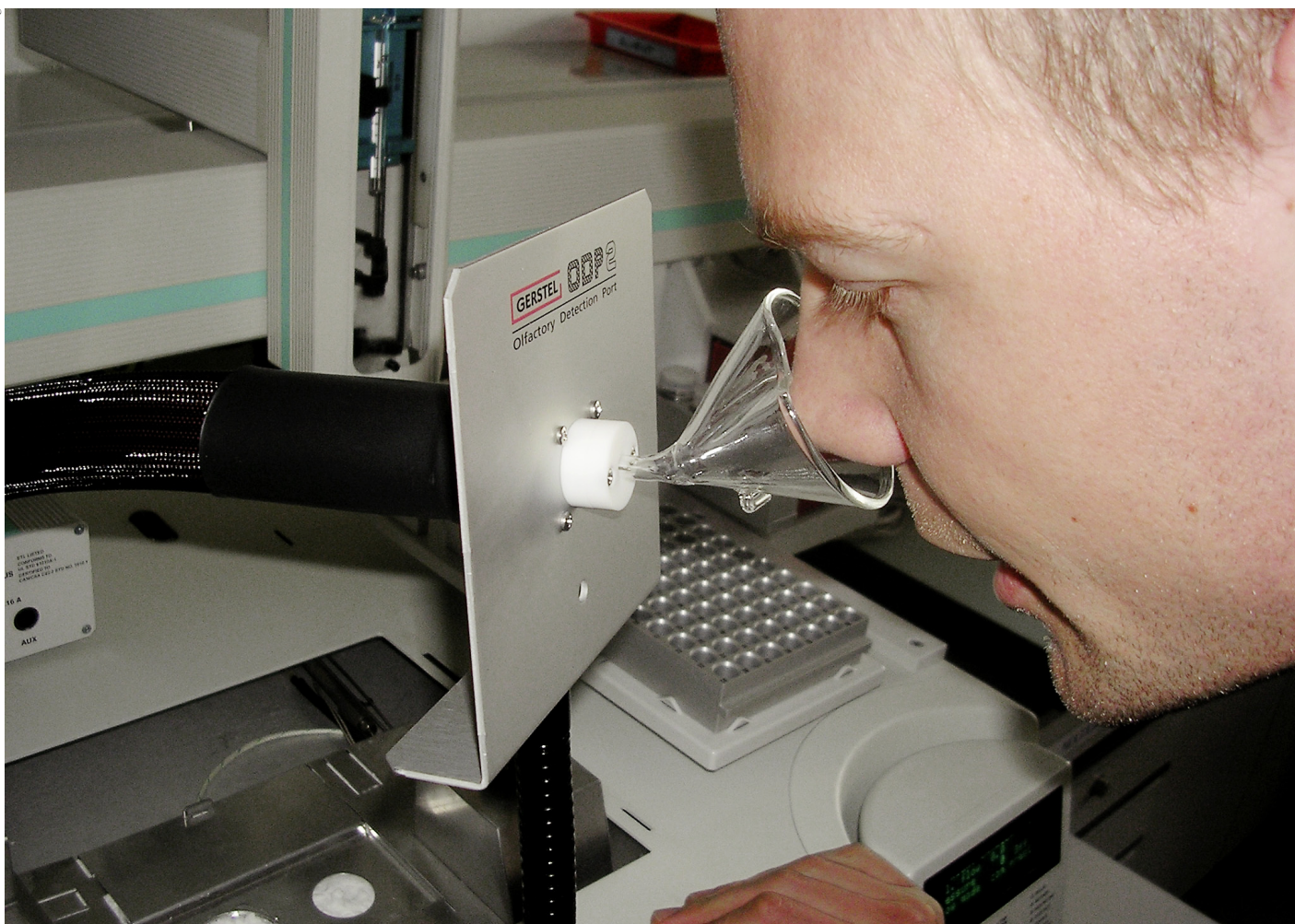
分离或摧毁污染物 从现有大量的处理方法 (见第26页的专栏) 中, 我们选择详细研究2种最有效的工艺——活性炭过滤和化学氧化转化。这2种方法的作用机理根本不同。就活性炭过滤来说, 物质在未发生变化的情况下通过吸附于活性炭而被分离以及 (或者) 在活性炭反应器中被生物降解。相比之下, 不希望有的化合物一般通过添加氧化剂和消毒剂 (氯、二氧化氯、臭氧、羟基) 或通过紫外辐射被转化为不太有害的降解产物。这2种方法的效果首先取决于所用材料或化学品 (如粉状活性炭或颗粒状活性炭) 的性质, 其次取决于污染物的物理化学材料常数, 例如, 它们是易水溶的极

微量污染物的来源

饮用水中可测出的合成化合物来自种类繁多的应用:

- ▶农业——例如常常在地下水中发现的农药阿特拉津。
- ▶交通——例如燃料添加剂甲基特丁醚 (MTBE), 它作为一种抗爆剂被高浓度地添加入汽油。
- ▶医药——例如那些在废水处理厂无法被破坏因而随后被排入接受水体的药品: 碘化放射对比剂、抗生素、止痛药、 β -阻断剂以及防治风湿病的药剂; 还有天然的和合成的激素, 例如用作口服避孕剂的17 β -乙炔雌二醇。
- ▶工业化学品——例如广泛用于清洁目的的三氯乙烯和四氯乙烯。

除了这些人造物质外, 还有很多天然微量污染物。它们包括例如2-甲基异莰醇或土臭味素 (它们会使饮用水有令人讨厌的味道, 然而在别的方面则是无害的); 它们是由藻类和细菌尤其是富营养的地表水中的藻类和细菌产生的。更为引人关注的是氰细菌合成的氰毒素, 例如被称之为微囊藻素的寡肽; 氰细菌还喜欢富营养水 (见第8页Rolf Kipfer的文章)。



良好的味觉是必不可少的：在嗅气孔分析臭味化合物

性化合物还是不易水溶的非极性化合物。另外，处理工艺的效果受到原水成分的影响。例如，这一过程可能会受到天然有机物（NOM）存在的不利影响，即细菌、植物或动物的破损产物，例如腐殖物质或多糖，它们作为颗粒或溶解物出现在水中。

活性炭过滤器有效地拦截非极性污染物 活性炭过滤是一种广泛应用的饮用水处理方法。对于这一工艺过程来说，粉状活性炭主要用来允许对峰负荷作出灵活反应，而带有颗粒活性炭的过滤器则因为运行费用较低和更易管理而更适合日常使用。

我们的实验证明，极性有机污染物的确被有效地拦截在活性炭上。我们在中试规模上检验了1.5m活性炭过滤器在去除强烈气味化合物IPMP（2-异丙基-3-甲氧基吡嗪）的效率。IPMP是一种主要由陆地细菌产生的

恶臭物质。在为期2小时内，原水被掺入浓度为 $1.5 \mu\text{g/L}$ 的IPMP。新鲜炭和已使用过半年并且被天然有机物所饱和的过滤器，其顶部50cm滤料几乎完全吸附了这种非极性IPMP（图1A）。

极性物质与天然有机物竞争自由吸附位点 相比之下，较易水溶的物质如汽油添加剂甲基特丁醚（MTBE）则仅部分被拦截在饱和炭上（图1B）。对于去除这种极性污染物来说，自由吸附位点明显缺乏。在过滤过程中，这些位点被天然有机物所占据，从而导致若干月后去除效率下降。水中天然有机物含量越高，效率损失就越快。与此同时，活性炭表面可能会产生生物膜，这类生物膜既有负面效应也有正面效应。一方面，生物膜占据了宝贵的吸附位点。另一方面，它们降解水中所含的可同化有机碳（AOC），从而剥夺了微生物的

用于去除微量污染物的替代方法

另一组适合用于分离微量污染物的方法是膜过滤（见表）。但由于多数这类化合物的分子量大大低于1000Da,所以只能考虑孔径在纳米范围内的膜,即便这些膜也不代表完全拦截微量污染物。另外,纳滤也会拦截钙和锰,从而导致饮用水的部分软化。与此同时,为了确保膜保持可渗透状态,用于纳滤的水必须进行预处理。瑞士迄今为止尚未使用的反渗透也不能完全去除微量污染物。这种方法的使用只适合在极端水质问题的情况下,因为它高度耗能,而且会产生大量必须要处置的污染的浓缩物(占处理水量的10%~20%)。在其他一些情况下,污染物浓度受季节性变化影响的原水,可以采用粉状

活性炭与超滤相结合的方式加以处理。此时,微量污染物被吸附在根据需要而添加的粒径大得足以在随后的超滤过程中被拦截的粉状活性炭上。

| 分离方法 | 分离性能 |
|--------------------------------------|--|
| 微滤>60nm | 颗粒 |
| 超滤1.5~60nm (MWCO 1000~1000 000 D) | 细菌、病毒、腐殖物质、胶体 |
| 纳滤 0.5~1.5nm (MWCO 100~1000 D) | 病毒 腐殖物质 Ca ²⁺ 、Mg ²⁺ 、分子 |
| 反渗透<0.5nm(MWCO<100 D) | 分子、离子 |

膜工艺的典型分离性能
MWCO=以道尔顿表示的分子量截留

食物源,并增加了水的生物稳定性。

羟基：特别强的氧化剂 虽然活性炭过滤是一种受老化影响的工艺,但氧化工艺通过持续添加新鲜氧化剂而不断得到更新。在饮用水处理中,使用了各种化学氧化剂,例如臭氧、羟基(当臭氧在水溶液中分解时所形成的寿命极短分子)、氯和二氧化氯。所以我们详细研究了各种氧化剂对微量污染物所具有的效果。它们的效果不仅取决于其在水中的稳定性(即它们是否还会与天然有机物反应),而且还取决于它们多快能转化靶化

合物。除羟基外,氧化剂会攻击特定的功能团;因此,在污染物化学结构的基础上,可以粗略估算氧化速率。但对于精确的动力学计算来说,必须事先通过实验来确定特定的速率常数。绝大多数污染物最迅速地跟羟基反应,接着与臭氧、二氧化氯和氯反应。但在评价效果时,还必须考虑氧化剂暴露(所需产物的接触时间和浓度),以下是适用于它们的顺序(按降序):氯>二氧化氯>臭氧>羟基。

氧化所产生的不希望有的副产物 与化学氧化相关

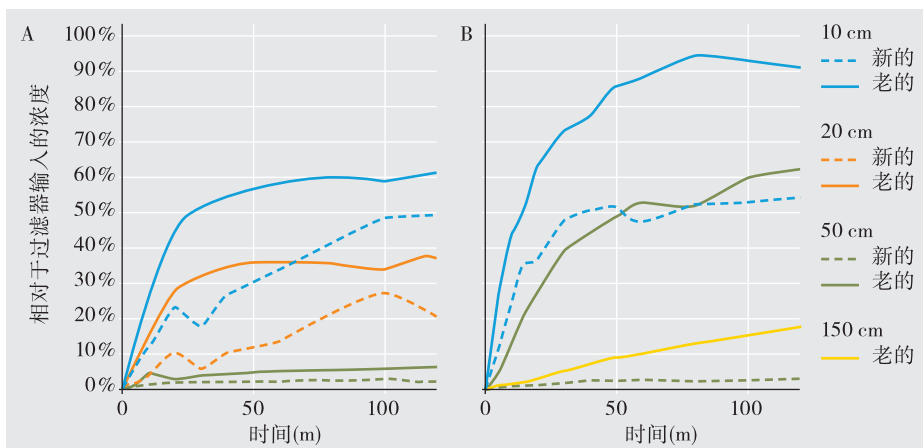


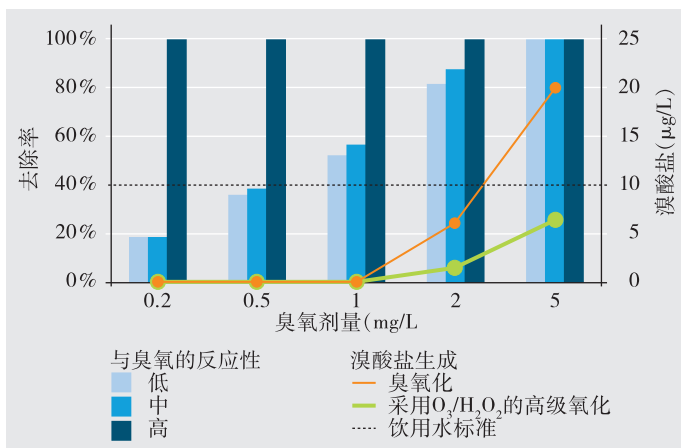
图1 活性炭过滤器去除臭味化合物IPMP的效率(A)和去除汽油添加剂MTBE的效率(B)(采用苏黎世湖水的试验研究)。虚线=新过滤器;实线=7~8月的饱和的老过滤器

的问题之一是，会生成不希望有的副产物。与水中天然有机物反应会产生可同化的有机碳化合物，这类化合物会促进微生物生长，从饮用水安全角度看，这是不希望有的。为此，氧化过程常常与生物过滤相结合，以便在处理阶段将这些物质保持在最低水平。但有毒的转化产物还是会形成，例如卤代有机化合物、亚硝胺和无机卤代物。

总的来说，臭氧是特别的氧化剂，由于氧化的最终产物与原有物质相比，其毒理学问题常常较少，而且生物可降解性常常较好。不过当使用臭氧时，也可能产生不希望有的物质，例如潜在致癌的溴酸盐。高剂量使用臭氧时和带有高浓度溴化物(>50 μg/L)的水中，溴酸盐的形成特别明显。图2显示了污染物去除与溴酸盐生成之间的相关性。

有效去除抗臭氧污染物以及通过高级氧化最大限度减少溴酸盐的生成 对于与臭氧反应缓慢的污染物来说，有时需要很高的臭氧剂量 (>2mg/L)，以便达到90%的去除率。但添加的臭氧越多，生成的溴酸盐也会越多。我们发现，可以通过采用高级氧化法(AOP)来更有效地去除抗臭氧化合物，与此同时，使溴酸盐的生成量保持在最低限度(图2)。这一方法基于羟基的氧化力，羟基一遇到有机污染物就会与之发生反应(而不管其化学结构如何)。在饮用水的高级氧化过程中，羟

图2 臭氧作用和高级氧化过程中污染物的去除(柱状)和溴酸盐生成(曲线)(采用含有20 μg/L溴化物的苏黎世湖水的试验研究)根据与臭氧的反应性对污染物进行分组:低(如阿特拉津、MTBE和臭味化合物土臭味素);中(如IPMP);高(如药品diclofenca和sulphamethoxazole)



基能以不同方式产生：通过臭氧与过氧化氢的结合(O₃/H₂O₂)、臭氧与紫外光(O₃/UV)或紫外光与过氧化氢(UV/H₂O₂)。

正如图2所示，在未超过10 μg/L溴酸盐质量标准情况下，继添加O₃/H₂O₂之后，所研究的污染物几乎全部被去除。采用基于UV的工艺，溴酸盐的生成量实际上是微不足道的，虽然所需要的UV剂量大大高于通常用于UV消毒的剂量。另外，用UV/H₂O₂来去除污染物，其所需的能量大约是O₃/H₂O₂所需能量的10倍。根据原水中污染物浓度的增加情况，可以很容易通过高级氧化工艺对基于臭氧的处理工序进行升级。

结论 通过该国一般用于湖水处理的一系列工序，几乎彻底去除了绝大多数微量污染物。这主要是由于臭氧化和活性炭过滤的去除效率^[1, 2]。不过，原水的质量会大大影响饮用水处理的效果，因此是选择各种处理方法的一个主要因素。 ○○○

[1] Peter A. (2008): Taste and odor in drinking water – Sources and mitigation strategies; Dissertation ETH Zürich, 141 p.

[2] Peter A., von Gunten U. (2007): Oxidation kinetics of selected taste and odor compounds during ozonation of drinking water, Environmental Science and Technology 41 (2), 626–631.

未来的饮用水处理



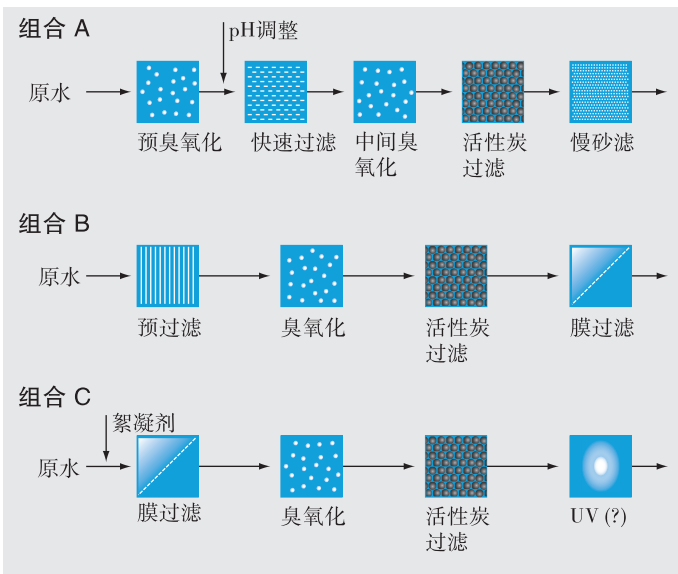
Wouter Pronk, 生物技术过程工程师, 城市水管理室膜技术组组长
 联合作者: Hans-Peter Kaiser, 苏黎世水厂 (WVZ)

该国建于20世纪中叶的大多数水处理厂需要更新。作为Eawag交叉项目“Wave 21”(21世纪的饮用水)的组成部分, 已试验了2种涉及膜过滤的新工艺组合。

在瑞士, 大约43%的饮用水来源于泉水, 40%来自地下水, 17%来自湖泊。主要是湖水和泉水需要处理, 以便确保优质饮用水的供给。根据原水的质量情况, 或多或少复杂的工艺可能是必要的: 例如, 如果泉水只是偶尔受到轻度浊度的影响, 那么简单的砂滤或膜处理就足够了。但如果原水还受到微生物和(或)微量有机化合物污染, 那么处理过程就常常会包括一系列工序。

例如, 为了处理来自苏黎世湖的水, Lengg水厂采用2个臭氧化和2个砂滤工序以及活性炭过滤(图1中的A组合)。作为交叉项目“Wave 21”(21世纪的饮用水)的组成部分, Eawag正在与苏黎世水厂(WVZ)和工程公司WABAG(温特图尔)合作研究潜在的替代方法。

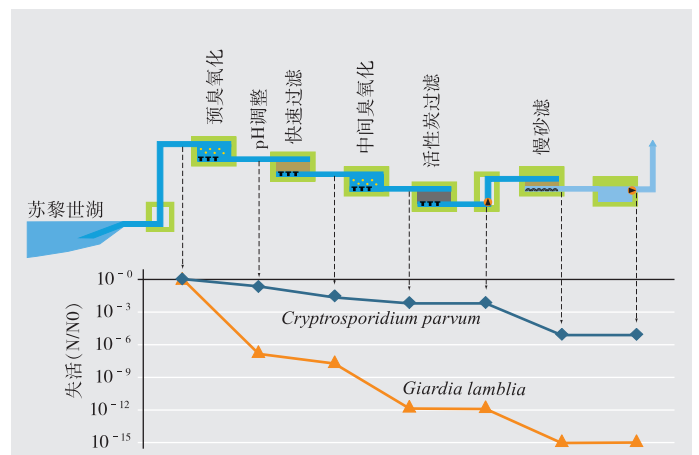
图1 现有Lengg湖水处理厂工艺步骤(组合A)和可能取代Lengg水厂的潜在替代工艺链(组合B和组合C)的流程图



WVA提出的要求是, 用新工艺组合处理的饮用水的质量应与目前现有水厂提供的饮用水一样优质(见第32页Erich Mück的文章)。

用膜取代砂滤器 膜过滤, 尤其是超滤(见第26页的表)是用于去除微生物的一种可靠的现代方法, 但它并不代表是针对微量污染物、臭味化合物或可同化有机碳(AOC)重要屏障。不过, 这些物质可以通过臭氧化和活性炭过滤的组合被有效去除。因此, 2种可能的新工艺链呈现在眼前, 取决于膜过滤是否被用作最终工序(图1组合B)或作为臭氧化/活性炭过滤上游的预处理(图1组合C)。组合B作为一种试验装置(由WABAG建造)在Lengg水厂实施, 过去2年中, 它一直在接近现实条件下试验。与之平行的是, 为了更好地了解组合

图2 现有Lengg湖水处理厂确定的Giardia和Cryptosporidium的失活率。N=处理后细胞的数目, No=处理前细菌的数目, 实例: 10⁻²代表减少到百分之一



HACCP分析

危害分析和关键控制点（HACCP）系统是一种旨在确保消费者食品安全的预防性方法。关于饮用水供给，首先需要评估与原水（就Lengg水厂来说就是指苏黎世湖水）、各种处理工序和分配系统相关的潜在危害。这不仅包括确定各种工序的效率，而且还包括确定处理过程中生成的不希望有的副产物，以及表征生产水的微生物学稳定性（尤其是因为WVZ提供未经氯化处理的水）。第二阶段涉及关键控制点的确定以及用于饮用水监测的临界极限的确定。例如，残余臭氧含量属关键控制点之一。这是衡量臭氧化期间出现的致病微生物失活的一种方法。

在该研究中，确定了3组风险：

▶第1组：对消费者健康构成危害的因素。这一组包括在健康基础上要规定极限的有毒污染物（如氰细菌毒素和亚硝酸盐）；致病细菌、病毒和寄生虫；以及虽然对健康没有危险的异养细菌（见第20页Thomas Egli的文章）。

▶第2组：可能引起消费者抱怨的因素，可能会损害消费者对水厂的信任。这一范畴尤其包括臭味化合物和颗粒物。

▶第3组：不会引起健康问题和不会被消费者注意的因素。由于消费者期望他们的饮用水是优质的，所以供水者也做出合理的努力去除这些物质。这一组包括汽油添加剂MTBE（甲基叔丁醚）、抗腐蚀剂苯三唑和用于医学的放射对比剂。

C工艺链，也进行了小规模膜系统的实验。

由于饮用水是一种食物，故要求供水者采用HACCP质量保证法（见专栏），所以我们在研究中根据这一方法来行事。危害分析表明，苏黎世湖水并不含

有可能需要不断去除以便达到饮用水标准的微污染物。不管怎么说，我们还是详细观测了处理过程中若干参数的行为。下面将更深入地对之加以论述。

致病微生物 在现有处理厂，采用几个工序来使微

Lengg湖水处理厂测试的试验装置中的膜组件



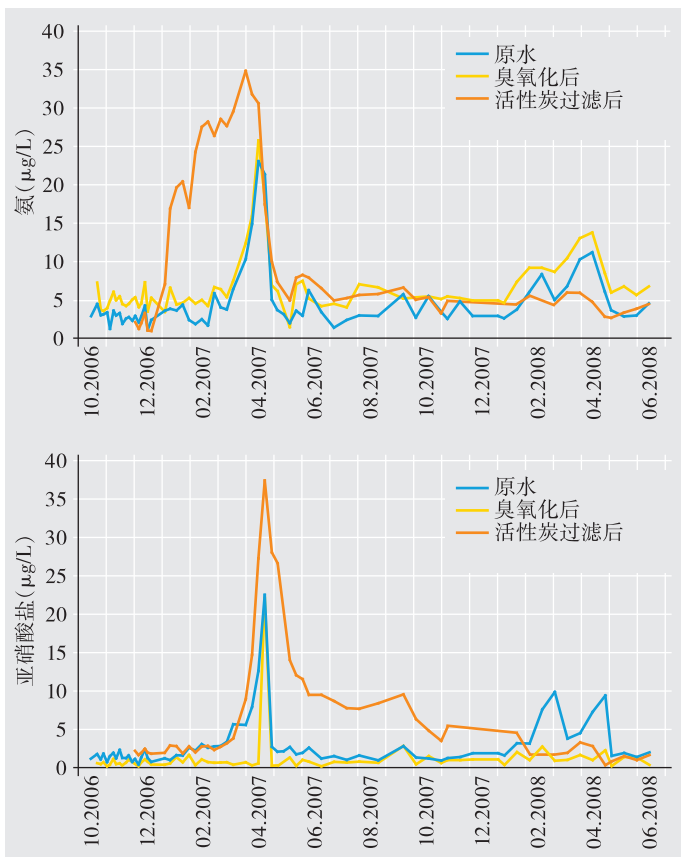
Ruedi Keller, Zürich

生物失活（臭氧处理）或对其进行拦截（快速或慢速砂滤）。这同样适用于导致腹泻的生物，如*Giardia lamblia*和*Cryptosporidium parvum*。在正常的砂滤过程中，一个主要由拦截的生物材料构成的被称之为*Schmutzdecke*的表层，保证*Giardia*的5-log去除（即减少到十万分之一）。总的说来，在稳定的运行条件下，Lengg水厂现有的工艺链达到了15-log的*Giardia*去除（图2），因此，明显超过了美国环保局规定的最低3-log（99.9%）去除。但有时必须去除该表层，尤其是当产生过度水阻力时。在此后的一个短期内，砂滤的性能受到影响，直到再次形成一个有效层为止。

相比之下，膜过滤产生始终如一的高对数微生物去除。例如，已知超滤提供5-log的*Giardia lamblia*去除^[1]，臭氧化提供另外5-log的失活。因此，这2个新工艺链B和C（无论膜工序的位置如何）总共可达到10-log的减量。

亚硝酸盐的生成 在这种下游带膜过滤的试验装置

图3 组合B（见图1）的活性炭过滤器中氨和亚硝酸盐浓度



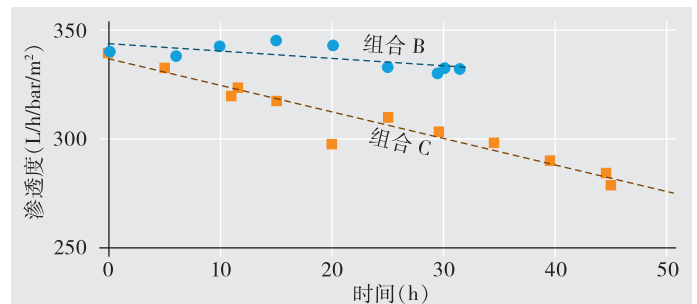
中（组合B），在该系统开始运行后数月的春季，活性炭反应器中生成了亚硝酸盐（图3）。在这一工艺流程链中，大颗粒（主要是浮游植物）被预过滤所去除。但一部分浮游植物通过了，接着在臭氧化工序中被摧毁。释放出的蛋白质最终在活性炭反应器中被生物降解。在这一过程中，还生成了氨，而氨又被硝化菌转化为有毒的亚硝酸盐。当该反应器中尚未形成亚硝酸盐氧化菌时，亚硝酸盐保持在该水中，不再进一步氧化成硝酸盐。不过，未超过所规定的饮用水氨和亚硝酸盐极限（100 µg/L）。

相比之下，在来年春季，未观察到亚硝酸盐生成（图3）。所以我们猜想这仅是一个暂时的问题，它可能出现在活性炭过滤器的试运行期间。亚硝酸盐氧化菌后来很可能也在该反应器中形成了。

将膜过滤置于工艺流程链的开始，从而在这一阶段去除浮游植物，这样或许能完全避免亚硝酸盐生成。情况究竟是否确实如此，还需在试验的第二阶段更密切地加以研究，在第二阶段，组合C作为Lengg湖水处理厂的试验装置也将得到检验。小规模试验已证明，当膜过滤在处理链的开始而不是在最后时，膜的性能（即膜的渗透性）下降得更为迅速（图4）。为了确保组合C的稳定运行，可能需要在水流过膜过滤器之前先进行絮凝预处理（图1）^[2]。

氰细菌毒素 如果浮游植物也包括氰细菌（蓝藻），它们可能在臭氧化工序中被摧毁。在这一过程中，氰毒素是从氰细菌细胞中释放出来的。虽然这些物质立即被臭氧所氧化，但一些这类毒素可能保留在细胞内，可能只会溶解在后续处理工序的水中。未来，由于

图4 膜渗透性损失取决于超滤是在工艺流程链的开始（图1组合C）还是在最后（图1组合B）进行



| | 根据HACCP系统的 风险类别 | 组合A: 现有水厂 | 组合B: 下游膜工序 | 组合C: 上游膜工序 |
|-----------------|--------------------|-----------------|-----------------------|------------|
| 与原水有关的风险 | | | | |
| 致病微生物 | I | + | + | + |
| 氰细菌毒素 | I | +(被中间臭氧化和活性炭摧毁) | 未来可能会成问题 | + |
| 臭味化合物 | II | + | + | ? |
| 颗粒物<100 μ.m | II | + | ++ | ++ |
| 微污染物 | III | ++ | + | + |
| 与处理有关的风险 | | | | |
| 氨和亚硝酸盐 | I | + | 活性炭过滤开始期间可能出现亚硝酸盐,那么+ | ? |
| 生物稳定性 | I | ++ | ? | ? |
| 细菌数 | I | + | + | + |
| 消毒副产物 | I | + | + | |

所研究的3种工艺流程组合的效果（见图1）。++=性能极好；+=性能良好；?=需要加以评估

气候变化的结果，蓝藻藻华一般会变得更多，但难以预计这类增加的程度。这对Lengg水厂饮用水处理意味着什么呢？由于膜过滤并不能阻挡氰毒素，所以处理链B（带有下游膜过滤）所带来的风险要大于其他2种工艺流程组合（A和C）。

生物稳定性与细胞计数 饮用水处理中的另一个重要参数是生物稳定性。当可同化有机碳（AOC）的含量低到无法让微生物在配水系统中生长时，这种水被称为生物稳定水。这种质量的饮用水（例如Lengg水处理厂目前所生产的饮用水）可以在未经氯处理的情况下供人饮用。在Lengg水厂，通过3个不同工序（快速砂滤、活性炭过滤和慢速砂滤）中的生物降解，降低AOC的浓度。尤其基于慢速砂滤器所产生的饮用水的生物稳定性，稍好于只经过实验装置B一个生物工序（活性炭）处理的水。但虽然来自该实验装置的水的AOC含量多少要高于Lengg水厂生产的水，但它仍低于稳定水所规定的极限。这实际上是否足够尚需确定。

就组合C中的膜过滤来说，也存在这一风险：活性炭反应器中的生物膜可能会释放出细胞或细胞集落，结果会超过饮用水微生物极限。通过定期对活性炭过滤器进行反冲洗以及选择在该工艺流程链的末端外加UV消毒工序，可以防止出现上述这一问题。

化学品泄漏 虽然《重大事故条例》已大大减少了

化学品泄漏的可能，但不能完全排除这类事故导致苏黎世湖污染的可能性。因此，新的湖水处理工艺流程链应该尽可能多地拦截潜在污染物。可以通过臭氧化和活性炭组合来确保这一点。

接下来的步骤 我们已在分析的基础上对3种不同的水处理工艺组合相关的风险进行了初步的定性比较（见表）。但由于尚无法得出明确的结论。所以下一步将包括对工艺流程链C进行详细的中间试验。其他一些在最终评价中可能也自然需要加以考虑的风险，来自特殊的运行状态，例如过滤器冲洗、装置启动和转换运行以及设施的彻底关闭或一个处理工序失灵。除了所生产的饮用水的质量之外，还需要考虑的一些要点包括：流程工程方面（灵活性及调制性）、运行方面（维护和操作工作）、财政方面（投资）以及环境方面（空间需求、能耗、产生的废物和废水，以及消耗的化学品）。



[1] Jacangelo J.G., Trussell R.R., Watson M. (1997): Role of membrane technology in drinking water treatment in the United States. *Desalination* 113 (2-3), 119-127.
 [2] Jermann D., Pronk W., Meylan S., Boller M. (2007): Interplay of different NOM fouling mechanisms during ultrafiltration for drinking water production. *Water Research* 41 (8), 1713-1722.

研究与实践之间 富有成果的伙伴关系



Erich Mike, 工程师,
苏黎世水厂 (WWZ) 厂长
联合作者: Ulrich Bosshart,
Hans-Peter Kaiser,
Oliver Köster (均为 WWZ 员工)

一些年来，苏黎世水厂 (WWZ) 一直与Eawag和一些工业伙伴合作;在Eawag交叉项目“Wave 21”过程中，这种伙伴关系变得更加密切。但一个将这类不同兴趣和目的汇聚在一起的成功项目的要素是什么呢？我们在这里提供第一手报道。

饮用水是一种取决于消费者信任的商品。据2006年瑞士天然气和水产业联合会 (SVGW) 进行的一项调查显示，饮用水得到95%以上瑞士公众的高度认可。不过，消费者实际上对水质超敏感，这可能对饮用水的形象产生严重和长远的影响。1884年伤寒爆发期间苏黎世得到的教训是惨痛的：几十人因伤寒而丧生。在这一经历之后，WWZ开始多少有点勉强地与各种研究机构合作——联邦理工学院 (ETH) 和苏黎世大学，还与柏林皇家卫生局的Robert Koth合作。除了其与苏黎世联邦理工学院的伙伴关系（一直延续到现在）之外，自1995年以来，WWZ还与Eawag进行了合作。这种合作最初集中在臭氧化问题，现已扩大到各种其他项目。虽然WWZ可以吸引大批有经验的和完全胜任的专业员工，但新的挑战不断产生，通过研究与产业部门之间的伙伴关系可以更有效地应对这些挑战。尤其是当解决一个问题需要特殊专长或大量时间投资时，情况更是如此。但它用什么来确保这种合作成功呢？答案由3个实例研究来提供。

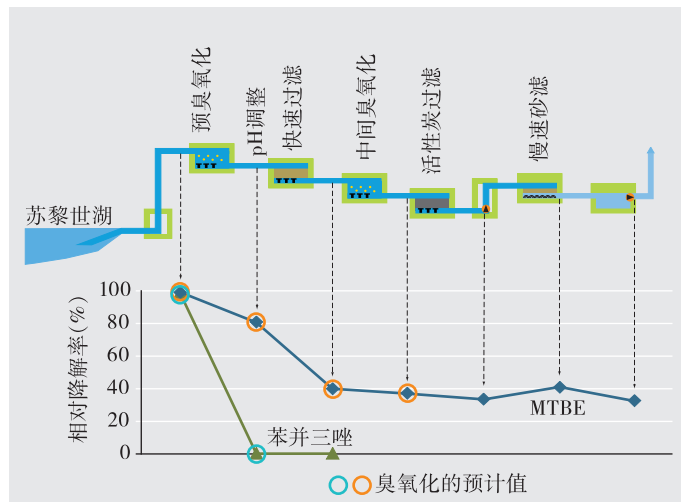
臭氧化：是湖水处理厂一个有效的处理工序吗？
由于饮用水服从《食品法》，所以要求供水商依照HACCP法（见第29页的专栏）评价各种处理工序的性能。这也适用于臭氧化。但如果要得出关于臭氧的消毒剂效应及其在去除微污染物方面的效率的定量的结论，就需要臭氧反应器水力学和去除/消毒动力学方面的知识。这一专门知识是由Urs von Gunten领导的Eawag工作小组贡献给WWZ项目的（见第24页Andreas Peter的文章）。由于同时需要实验室试验和水厂处理装置中臭氧反应器的研究以及双方采取的措施，所以这一程序不仅

需要参与者之间极为紧密的合作，而且还要求分享所收集的数据。因此，在一个模型中，将实验室结果与臭氧反应器中去除和消毒过程的理论计数相结合。WWZ的措施最终证实了这一模型产生的预测值的准确性（图1）。

由于这一联合项目，WWZ现已能用一种已知的失活率常数来确定WWZ水厂所有臭氧装置中的所有微生物的失活率，并用已知的去除率常数来确定微污染物的去除率^[1-4]。还在研发的是另一个在线模型，它确定苏黎世湖水中臭氧的去除率常数，并且不断调整处理流程所需的臭氧剂量。在一个涉及Willi Gujer所领导的Eawag工作小组的后续研究中，采用一个三维模型模拟预测。WWZ将把这一模型用于未来的反应室建造。

臭氧化项目总共运行了7年。WWZ承担了刚好低于

图1 Lengg 湖水处理厂工序中预计的微污染物降解（圆圈）和观察到的微污染物降解（三角形和菱形）



40万瑞士法郎的外部费用。除了几位Eawag科学家外，一位WVZ雇员在整个这一期间为这些研究贡献了其10%~15%的时间。

寻找到用于确定水的生物稳定性的新方法 当通过地表水生产饮用水时，一项重要目标是确保水的生物稳定性。如果要在无任何进一步安全措施（如氯化处理）的情况下将饮用水提供给消费者，那么只能通过最大限度降低自来水中营养物含量来防止配水网络中微生物的再生长。由于饮用水中微生物的生长通常受限于碳水化合物的可得性，所以目标是研发一种快速和低成本的方法，它可用于确定mg/L范围内的可同化有机碳（AOC）。

由Thomas Egli领导的工作小组在Eawag开展的试验，采用流式细胞计量术来监测AOC所促进的天然微生物共生体的生长（见第20页Thomas Egli的文章）；这再

被转用来评估水的AOC含量。另外，该方法与进一步的参数的确定相结合：总细菌细胞数、溶解有机碳、温度、pH以及异养计数^[5-7]。这些新方法对研究和饮用水处理实践都有意义，并已被WVZ所采用。

在这一项目中，WVZ 2年内为Eawag一位研究人员提供了15万瑞士法郎的资助，并承担了3万瑞士法郎的内部分析费。另外，一名WVZ雇员参与这一项目（承担10%~15%义务）。一位参与这一项目的Eawag员工现已被WVZ所雇用。

在湖水处理厂采用一些首创技术——Wave21 WVZ最初提出的问题是，可以采用何种负担得起的可持续的工艺，在无氯化处理的情况下提供像当今所生产的同样优质的水。看来，与Eawag研究项目“Wave 21”（21世纪的饮用水）配合来解决WVZ确定的一些关键

苏黎世水厂

苏黎世水厂（WVZ）不仅为饮用水质量制订了高标准，而且还为自己的运行制订了高标准。因此，过去15年，WVZ一直被授予ISO 9000（带有综合卫生与安全/环境管理检验证书和被认可的实验室的质量管理系统）。WVZ自身制定的目标是：尽可能经济有效地永久性地为公众提供优质饮用水。与瑞士全国其他水厂相比，该厂多年来的努力已赢得了消费者的高度信任；它在国内和国际都被认为是一家模范的供水商。WVZ在瑞士水厂实验室网（aguae Xpert）中发挥了关键性的作用^[8]，该网得到瑞士天然气和水产业联合会（SVGW）的支持，并且作为一个伙伴已被Eawag联合。该网对于开发和分享知识以及对于使这种专门知识为其供水商所用是一种重要的手段。

WVZ组织详情（2007年）

建于1868年

285名员工

67个行政小区中的大约82万用户

水消耗量：5300万m³/年

1个地下水厂、1个泉水厂和2个湖水厂

日供水能力：50万m³

网络长度：大约1544 km

支出：1.17亿瑞士法郎

收入：1.2亿瑞士法郎

每m³水价格（包括税费）：2.5瑞士法郎



WVZ的供水区。除了在其苏黎世核心区运行外，WVZ还与灰影区中的合同伙伴合作。对这些地区的供水程度从覆盖高峰需求到100%供应不等

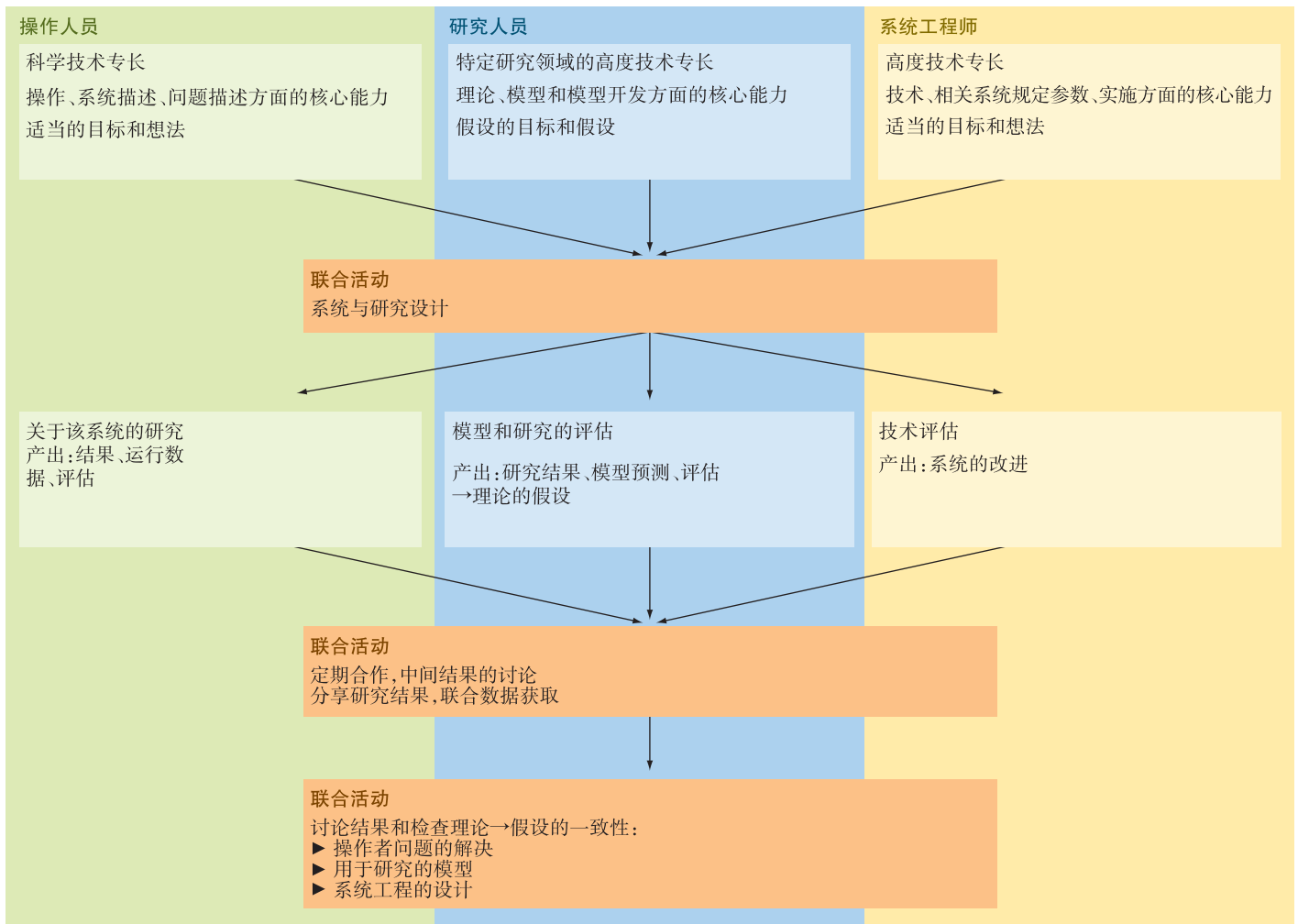


图2 WVZ、Wabag和Eawag在新处理工艺试验方面的合作模型

性问题是有帮助的。对于这种合作，另一个伙伴也参与了（Wabag,一家系统工程公司，自2003年以来，WVZ已与它成功地开展了2个实验项目）。这3个伙伴组成了一个项目组，它不仅规定了实验装置的设计和试验程序，而且还讨论了数据和结果，并且协调各种活动（图2）。研究人员、水厂操作人员和系统工程师之间的这种合作，使得能够测试一种首创的处理系统。该系统包括预过滤、臭氧化、活性炭过滤和膜过滤工序，自2006年底以来它一直在运行。该实验装置的试验将于2008年底结束。

虽然尚未充分评估所收集的数据，但对WVZ的好处已显而易见：例如，已研发了几种用于评论各个处理工序的新的分析方法。臭氧浓缩水和臭氧化工艺的静态混合器的使用，优于迄今为止一直使用的涉及扩散器的喷射系统。在高级氧化（基于臭氧和过氧化氢）的帮助

下，某些微污染物的去除率可能会增加。新的试验允许对活性炭过滤进行表征。尤其是，关于膜污损（天然有机物沉淀在膜上）的研究，改进了过滤期间出现的过程的模拟。2009年，WVZ将试验另一个工艺流程链，它包括最初的膜过滤，接着的臭氧化和活性炭过滤以及包括作为最后一道工序的UV消毒。

直到2008年底，WVZ参与“Wave 21”项目包括5名雇员各投入10%~20%精力，1名雇员投入30%的精力。另外，WVZ贡献了约120万瑞士法郎，用于资助该试验装置的建造和运行，而且每年提供20万瑞士法郎用于实验室分析。Wabag派出2名雇员，总共投入大约30%的精力。

结论：需求、机会与风险 成功项目的主要“驱动者”当然是伙伴之间正在进行的公开对话。与此同时，

并不是容易清楚和全面地交流特定的问题和各种利益或理解和接受其他伙伴的观点。例如，一个生产厂必须遵守某些严格的规定，这类规定显然会对科学自动施加明确的制约。另一方面，自由对于促进创新是必要的，所以需要运用这种平衡作用。

就我们的经验而论，一个成功的创新项目需要许多其他因素：

- ▶ 一个共同的项目目标，其中，每一个伙伴也能确定各自的子目标。
- ▶ 各个伙伴集中于它们的核心能力。
- ▶ 定期开会讨论结果和接下来的步骤。
- ▶ 通过分享经验可以进一步增强团队精神。
- ▶ 拥有其他伙伴活动领域尤其是研究环境方面经验的团队成员。

▶ 伙伴位于彼此较近的地方。

▶ 伙伴之间在几个小规模项目中建立更紧密的联系。

虽然所描述的这一方法要求大量的人力资源投资，但这些成本肯定得到了所获知识的补偿。另一个可喜的副效应是，WVZ从学术部门招募合格的专家作为员工已不再有任何困难了。因此，WVZ、Eawag和Wabag之间的这种合作在各方面都是成功的，现在应该进一步发展这种合作，以便确保优质、可持续的饮用水的供给。 ○○○

用于Lengg水厂苏黎世湖水处理的试验装置



- [1] Hervé Gallard H., von Gunten U., Kaiser H.P. (2003): Prediction of the disinfection and oxidation efficiency of full-scale ozone reactors. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA* 52, 277–290.
- [2] Elovitz M.S., von Gunten U., Kaiser H.P. (2000): Hydroxylradical/ozone ratios during ozonation process. II. The effect of temperature, pH, alkalinity and DOM properties. *Ozone Science & Engineering* 22, 123–150.
- [3] Kaiser H.P., von Gunten U., Elovitz M. (2000): Die Bewertung von Ozonreaktoren. *Gas – Wasser – Abwasser* 7, 50–61.
- [4] Von Gunten U., Elovitz M., Kaiser H.P. (1999): Calibration of full-scale ozonation systems with conservative and reactive tracers. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA* 48, 250–256.
- [5] Hammes F., Salhi E., Köster O., Kaiser H.P., Egli T., von Gunten U. (2006): Mechanistic and kinetic evaluation of organic disinfection by-product and assimilable organic carbon (AOC) formation during the ozonation of drinking water. *Water Research* 40, 2275–2286.
- [6] Hammes F., Meylan S., Salhi E., Köster O., Egli T., von Gunten U. (2007): Formation of assimilable organic carbon (AOC) and specific natural organic matter (NOM) fractions during ozonation of phytoplankton. *Water Research* 41, 1447–1454.
- [7] Hammes F., Berney M., Wang Y., Köster O., Egli T. (2008): Flow-cytometric total bacterial cell counts as a descriptive microbiological parameter for drinking water treatment processes. *Water Research* 42, 269–277.
- [8] www.aquaeXpert.ch

Eawag 所有出版物的完整一览表和pdf文件都可以从网上获得: <http://library.eawag-empa.ch/eawag-publications.html> 检索作者、题目或关键词。如有问题, 可联系: library@eawag-empa.ch

- Abegglen C., Ospelt M., Siegrist H.** (2008): Biological nutrient removal in a small-scale MBR treating household wastewater. *Water Research* 42 (1–2), 338–346.
- Al-Halbouni D., Traber J., Lyko S., Wintgens T., Melin T., Tacke D., Janot A., Dott W., Hollender J.** (2008): Correlation of EPS content in activated sludge at different sludge retention times with membrane fouling phenomena. *Water Research* 42 (6–7), 1475–1488.
- Amini M., Abbaspour K.C., Berg M., Winkel L., Hug S.J., Höhn E., Yang H., Johnson A.C.** (2008): Statistical modeling of global geogenic arsenic contamination in groundwater. *Environmental Sciences and Technology* 42 (10), 3669–3675.
- Amini M., Mueller K., Abbaspour K.C., Rosenberg T., Afyuni M., Möller M., Sarr M., Johnson C.A.** (2008): Statistical modeling of global geogenic fluoride contamination in groundwaters. *Environmental Sciences and Technology* 42 (10), 3662–3668.
- Araki H., Berekjian B.A., Ford M.J., Blouin M.S.** (2008): Fitness of hatchery-reared salmonids in the wild. *Evolutionary Applications* 1 (2), 342–355.
- Belmaker R., Lazar B., Tepelyakov N., Stein M., Beer J.** (2008): ^{10}Be in Lake Lisan sediments – A proxy for production or climate? *Earth and Planetary Science Letters* 269 (3–4), 447–456.
- Berg M., Trang P.T.K., Stengel C., Buschmann J., Viet P.H., Van Dan N., Giger W., Stüben D.** (2008): Hydrological and sedimentary controls leading to arsenic contamination of groundwater in the Hanoi area, Vietnam: The impact of iron-arsenic ratios, peat, river bank deposits, and excessive groundwater abstraction. *Chemical Geology* 1–2 (249), 91–112.
- Bernet D., Liedtke A., Bittner D., Eggen R.I.L., Kipfer S., Küng C., Largiader C.R., Suter M.J.F., Wahli T., Segner H.** (2008): Gonadal malformations in whitefish from Lake Thun: Defining the case and evaluating the role of EDCs. *Chimia* 62 (5), 383–388.
- Borsuk M.E., Maurer M., Lienert J., Larsen T.A.** (2008): Charting a path for innovative toilet technology using multicriteria decision analysis. *Environmental Science & Technology* 42 (6), 1855–1862.
- Brand A.** (2007): The influence of bottom boundary turbulence on sediment solute dynamics. Dissertation 17394, ETH Zürich, Switzerland, 102 pp.
- Burkhardt-Holm P., Segner H., Burki R., Peter A., Schubert S., Suter M.J.F., Borsuk M.E.** (2008): Estrogenic endocrine disruption in Switzerland: Assessment of fish exposure and effects. *Chimia* 62 (5), 376–382.
- Buschmann J., Berg M., Stengel C., Winkel L., Sampson M.L., Trang P.T.K., Viet P.H.** (2008): Contamination of drinking water resources in the Mekong delta floodplains: Arsenic and other trace metals pose serious health risks to population. *Environment International* 34 (6), 756–764.
- Campbell K.M., Root R., OiDay P.A., Hering J.G.** (2008): A gel probe equilibrium sampler for measuring arsenic porewater profiles and sorption gradients in sediments: I. laboratory development. *Environmental Science and Technology* 42 (2), 497–503.
- Campbell K.M., Root R., OiDay P.A., Hering J.G.** (2008): A gel probe equilibrium sampler for measuring arsenic porewater profiles and sorption gradients in sediments: II. field application to Haiwee reservoir sediment. *Environmental Science and Technology* 42 (2), 504–510.
- Canonica S., Laubscher H.U.** (2008): Inhibitory effect of dissolved organic matter on triplet-induced oxidation of aquatic contaminants. *Photochemical and Photobiological Sciences* 7 (5), 547–551.
- Canonica S., Meunier L., von Gunten U.** (2008): Phototransformation of selected pharmaceuticals during UV treatment of drinking water. *Water Research* 42 (1–2), 121–128.
- Cirpka O.A., Schwede R.L., Luo J., Dentz M.** (2008): Concentration statistics for mixing-controlled reactive transport in random heterogeneous media. *Journal of Contaminant Hydrology* 98 (1–2), 61 S–74.
- Clauwaert P., Tolêdo R., van der Ha D., Crab R., Verstraete W., Hu H., Udert K.M., Rabaey K.** (2008): Combining biocatalyzed electrolysis with anaerobic digestion. *Water Science and Technology* 57 (4), 575–579.
- Coops H., Buijse L.L., Buijse A.D., Constantinescu A., Covaliov S., Hanganu J., Ibelings B.W., Menting G., Navodaru I., Oosterberg W., Staras M., Török L.** (2008): Trophic gradients in a large-river Delta: ecological structure determined by connectivity gradients in the Danube Delta (Romania). *River Research and Applications* 24 (5), 698–709.
- Corcho Alvarado J.A., Purtschert R., Barbecot F., Chabault C., Rueedi J., Schneider V., Aeschbach-Hertig W., Kipfer R., Loosli H.H.** (2007): Constraining the age distribution of highly mixed groundwater using ^{39}Ar : A multiple environmental tracer ($^3\text{H}/^3\text{He}$, ^{85}Kr , ^{39}Ar , and ^{14}C) study in the semiconfined Fontainebleau Sands Aquifer (France). *Water Resources Research* 43 (3), Article number W03427.
- Danovaro R., Corinaldesi C., Filippini M., Fischer U.R., Gessner M.O., Jacquet S., Magagnini M., Velimirov B.** (2008): Viriobenthos in freshwater and marine sediments: A review. *Freshwater Biology* 53 (6), 1186–1213.
- de Bruin A., Ibelings B.W., Kagami M., Mooij W.M., van Donk E.** (2008): Adaptation of the fungal parasite *Zygorhizidium planktonicum* during 200 generations of growth on homogeneous and heterogeneous populations of its host, the diatom *Asterionella formosa*. *Journal of Eukaryotic Microbiology* 55 (2), 69–74.
- Deborde M., von Gunten U.** (2008): Reactions of chlorine with inorganic and organic compounds during water treatment – Kinetics and mechanisms: A critical review. *Water Research* 42 (1–2), 13–51.
- Dijkstra P.D., Seehausen O., Fraterman R.E., Groothuis T.G.G.** (2008): Learned aggression biases in males of Lake Victoria cichlid fish. *Animal Behaviour* 76 (3), 649–655.
- Duc L., Noll M., Meier B.E., Bürgmann H., Zeyer J.** (2008): High diversity of diazotrophs in the forefield of a receding alpine glacier. *Microbial Ecology*, 12 pp.
- Duong H.A., Pham N.H., Nguyen H.T., Hoang T.T., Pham H.V., Pham V.C., Berg M., Giger W., Alder A.C.** (2008): Occurrence, fate and antibiotic resistance of fluoroquinolone antibacterials in hospital wastewaters in Hanoi, Vietnam. *Chemosphere* 72 (6), 968–973.
- Escher B.I., Bramaz N., Mueller J.F., Quayle P., Rutishauser S., Vermeirssen E.L.M.** (2008): Toxic equivalent concentrations (TEQs) for baseline toxicity and specific modes of action as a tool to improve interpretation of ecotoxicity testing of environmental samples. *Journal of Environmental Monitoring* 10 (5), 612–621.
- Escher B.I., Bramaz N., Quayle P., Rutishauser S., Vermeirssen E.L.M.** (2008): Monitoring of the ecotoxicological hazard potential by polar organic micropollutants in sewage treatment plants and surface waters using a mode-of-action based test battery. *Journal of Environmental Monitoring* 10 (5), 622–631.
- Fanetti D., Anselmetti F.S., Chapron E., Sturm M., Vezzoli L.** (2008): Megaturbidite deposits in the Holocene basin fill of Lake Como (Southern Alps, Italy). *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 259 (2–3), 323–340.
- Filella M., Rellstab C., Chanudet V., Spaak P.** (2008): Effect of the filter feeder *Daphnia* on the particle size distribution of inorganic colloids in freshwaters. *Water Research* 42 (8–9), 1919–1924.
- Filippini M., Buesing N., Gessner M.O.** (2008): Temporal dynamics of freshwater bacterio- and

virio plankton along a littoral-pelagic gradient. *Freshwater Biology* 53 (6), 1114–1125.

Fischer B.B., Krieger-Liszak A., Hideg E., Šnyrychová I., Wiesendanger M., Eggen R.I.L. (2007): Role of singlet oxygen in chloroplast to nucleus retrograde signaling in *Chlamydomonas reinhardtii*. *FEBS Letters* 581 (29), 5555–5560.

Frank T., Güttinger H., van Velsen S. (2007): Thermal comfort measurements in a hybrid ventilated office room. *Clima 2007 WellBeing Indoors*, Helsinki, Finland, June 10–14, 2007.

Freitas L.G., Singer H., Müller S.R., Schwarzenbach R.P., Stamm C. (2008): Source area effects on herbicide losses to surface waters – A case study in the Swiss Plateau. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 128 (3), 177–184.

Furrer G., Wehrli B., Gamsjäger H. (1993): Editorial. *Aquatic Sciences* 55 (4), p. 229.

Galla J., Kopp U., Martinuzzi A., Störmer E. (2008): Programmaktorsaufstellungen – Erste Erfahrungen mit Systemaufstellungen in theoriebasierten Evaluationen. *Zeitschrift für Evaluation* 7 (1), 35–73.

Haberzettl T., Kück B., Wulf S., Anselmetti F., Ariztegui D., Corbella H., Fey M., Janssen S., Lücke A., Mayr C., Ohlendorf C., Schäbitz F., Schleser G.H., Wille M., Zolitschka B. (2008): Hydrological variability in southeastern Patagonia and explosive volcanic activity in the southern Andean Cordillera during Oxygen Isotope Stage 3 and the Holocene inferred from lake sediments of Laguna Potrok Aike, Argentina. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 259 (2–3), 213–229.

Hammes F., Meylan S., Salhi E., Köster O., Egli T., von Gunten U. (2007): Formation of assimilable organic carbon (AOC) and specific natural organic matter (NOM) fractions during ozonation of phytoplankton. *Water Research* 41 (7), 1447–1454.

Hanke I., Singer H. (2007): Residue determination of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface and groundwater by SPE-LC-MS/MS. XIII Symposium in Pesticide Chemistry: Environmental Fate and Ecological Effects of Pesticides, Piacenza, Italy, September 3–6, 2007, 856–863.

Heikkilä U. (2007): Modeling of the atmospheric transport of the cosmogenic radionuclides ^{10}Be and ^7Be using the ECHAM5-HAM General Circulation Model. Dissertation 17516, ETH Zürich, Switzerland, 148 pp.

Heikkilä U., Beer J., Alfimov V. (2008): Beryllium-10 and beryllium-7 in precipitation in Dübendorf (440 m) and at Jungfraujoch (3580 m), Switzerland (1998–2005). *Journal of Geophysical Research* 113, D11104.

Heikkilä U., Beer J., Feichter J. (2008): Modeling cosmogenic radionuclides ^{10}Be and ^7Be during the maunder minimum using the ECHAM5-HAM

general circulation model. *Atmospheric Chemistry and Physics* 7 (6), 2798–2809.

Heikkilä U., Beer J., Jouzel J., Feichter J., Kubik P. (2008): ^{10}Be measured in a GRIP snow pit and modeled using the ECHAM5-HAM general circulation model. *Geophysical Research Letters* 35, Article number L05817.

Heri S., Mosler H.J. (2008): Factors affecting the diffusion of solar water disinfection: A field study in Bolivia. *Health Education & Behavior* 35 (4), 541–560.

Hoehn E., Cirkpa O.A., Hofer M., Zobrist J., Kipfer R., Baumann M., Scholtis A., Favero R. (2007): Untersuchungsmethoden der Flussinfiltration. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 87 (7), 497–505.

Hoehn E., Plumlee M.H., Reinhard M. (2007): Natural attenuation potential of downwelling streams for perfluorochemicals and other emerging contaminants. *Water Science & Technology* 56 (11), 59–64.

Holzner C.P. (2008): Noble gases as tracers for mixing and gas exchange processes in lakes and oceans. Dissertation 17757, ETH Zürich, Switzerland, 118 pp.

Huertas E., Salgot M., Hollender J., Weber S., Dott W., Khan S., Schäfer A., Messalem R., Bis B.A.A., Chikurel H. (2008): Key objectives for water reuse concepts. *Desalination* 218 (1–3), 120–131.

Ionescu M., Franchini A., Egli T., Belkin S. (2008): Induction of the *yjbEFGH* operon is regulated by growth rate and oxygen concentration. *Archives of Microbiology* 189 (3), 219–226.

Jankowski T., Collins A.G., Campbell R. (2008): Global diversity of inland water cnidarians. *Hydrobiologia* 595 (1), 35–40.

Joss A., Siegrist H., Ternes T.A. (2008): Are we about to upgrade wastewater treatment for removing organic micropollutants? *Water Science & Technology* 57 (2), 251–255.

Keller I., Veltsos P., Nichols R.A. (2008): The frequency of rDNA variants within individuals provides evidence of population history and gene flow across a grasshopper hybrid zone. *Evolution* 62 (4), 833–844.

Klappert K., Butlin K.R., Reinold K. (2007): The attractiveness fragment – AFLP analysis of local adaptation and sexual selection in a caeliferan grasshopper, *Chorthippus biguttulus*. *Naturwissenschaften* 94, 667–674.

Klappert K., Mazzi D., Hoikkala A., Ritchie M. (2007): Male courtship song and female preference variation between phylogeographically distinct populations of *Drosophila montana*. *Evolution* 61 (6), 1481–1488.

Klappert K., Reinold K. (2007): Indirect benefits for choosy female grasshoppers (*Chorthippus biguttulus*)? *Zoology* 110 (5), 354–359.

Klump S., Cirkpa O.A., Surbeck H., Kipfer R. (2008): Experimental and numerical studies on excess-air formation in quasi-saturated porous media. *Water Resources Research* 44, Article number W05402.

Klump S., Grundl T., Purtschert R., Kipfer R. (2008): Groundwater and climate dynamics derived from noble gas, ^{14}C , and stable isotope data. *Geology* 36 (5), 395–398.

Kohler H.P.E., Gabriel F.L.P., Giger W. (2008): *ipso*-Substitution – A Novel Pathway for Microbial Metabolism of Endocrine-Disrupting 4-Nonylphenols, 4-Alkoxyphenols, and Bisphenol A. *Chimia* 62 (5), 358–363.

Konrad K., Truffer B., Voss J.P. (2008): Multi-regime dynamics in the analysis of sectoral transformation potentials: evidence from German utility sectors. *Journal of Cleaner Production* 16 (11), 1190–1202.

Krauss M., Hollender J. (2008): Analysis of nitrosamines in wastewater: Exploring the trace level quantification capabilities of a hybrid linear ion trap/orbitrap mass spectrometer. *Analytical Chemistry* 80 (3), 834–842.

Kulbe T., Livingstone D.M., Guilizzoni P., Sturm M. (2008): The use of long-term, high-frequency, automatic sampling data in a comparative study of the hypolimnia of two dissimilar Alpine lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 30 (3), 371–376.

Kwon J.H., Escher B.I. (2008): A modified parallel artificial membrane permeability assay for evaluating the bioconcentration of highly hydrophobic chemicals in fish. *Environmental Science & Technology* 42 (5), 1787–1793.

Kwonpongsagoon S., Bader H.P., Scheidegger R. (2008): Woher kommen die Cd-Einträge in die Landwirtschaft in Australien. Simulation in Umwelt- und Geowissenschaften. Workshop Dübendorf 2008, Eawag, Dübendorf, March 13–14, 2008, 17–26.

Langhans S.D. (2006): Riverine floodplain heterogeneity as a controller of organic matter dynamics and terrestrial invertebrate distribution. Dissertation 16997, ETH Zürich, Switzerland, 161 pp.

Larsbo M., Fenner K., Stoob K., Burkhardt M., Abbaspour K., Stamm C. (2008): Simulating sulfadimidine transport in surface runoff and soil at the microplot and field scale. *Journal of Environmental Quality* 37 (3), 788–797.

Leupin O.X. (2004): Arsenic removal at the household level. Dissertation 15783, ETH, Zürich, Switzerland, 99 pp.

Li W., Englert A., Cirkpa O.A., Vereecken H. (2008): Three-dimensional geostatistical inversion

of flowmeter and pumping test data. *Ground Water* 46 (2), 193–201.

Lichtensteiger T., Baccini P. (2008): Exploration of urban stocks. *Journal of Environmental Engineering and Management* 18 (1), 41–48.

Liedtke A., Muncke J., Rufenacht K., Eggen R.I.L. (2008): Molecular multi-effect screening of environmental pollutants using the MolDarT. *Environmental Toxicology* 23 (1), 59–67.

Liu H. (2008): Flux pathway of constituents in Lake Alpach. MSc Thesis ES 08.36, Eawag, Kastanienbaum and UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft, Switzerland and the Netherlands, 94 pp.

Livingstone D.M., Hari R. (2008): Switzerland to short-term climatic fluctuations in summer. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 30 (3), 449–454.

Logue J.B., Bürgmann H., Robinson C.T. (2008): Progress in the ecological genetics and biodiversity of freshwater bacteria. *Bioscience* 58 (2), 103–113.

Maan M.E., van Rooijen A.M.C., van Alphen J.J.M., Seehausen O. (2008): Parasite-mediated sexual selection and species divergence in Lake Victoria cichlid fish. *Biological Journal of the Linnean Society* 94 (1), 53–60.

Marconi F. (2008): Silver nanoparticles dissolution and toxicity to *Chlamydomonas reinhardtii*. Diplomarbeit, Eawag, Dübendorf, Switzerland, 57 pp.

Markard J. (2008): Prospective Analysis of Socio-Technical and Organizational Variations: Conceptual elements and empirical findings from the innovation system for stationary fuel cells in Germany. In: Bammé A., Getzinger G., Wieser B. (Eds.) *Yearbook 2007 of the Institute for Advanced Studies on Science, Technology and Society*, Profil-Verlag, Wien, 225–249.

Markard J., Truffer B. (2008): Technological innovation systems and the multi-level perspective: Towards an integrated framework. *Research Policy* 37 (4), 596–615.

Maurer M., Herlyn A. (2006): Zustand, Kosten und Investitionsbedarf der schweizerischen Abwasserentsorgung. Schlussbericht, 63 S.

McGinnis D.F., Berg P., Brand A., Lorrain C., Edmonds T.J., Wüest A. (2008): Measurements of eddy correlation oxygen fluxes in shallow freshwaters: Towards routine applications and analysis. *Geophysical Research Letters* 35, Paper number L04403.

Meckler A.N., Schubert C.J., Hochuli P.A., Plessen B., Birgel D., Flower B.P., Hinrichs K.U., Haug G.H. (2008): Glacial to Holocene terrigenous organic matter input to sediments from Orca Basin, Gulf of Mexico – A combined optical and biomarker approach. *Earth and Planetary Science Letters* 272 (1–2), 251–263.

Meier C., Wehrli B., van der Meer J.R. (2008): Seasonal fluctuations of bacterial community diversity in agricultural soil and experimental validation by laboratory disturbance experiments. *Microbial Ecology* 56 (2), 210–222.

Mieleitner J., Borsuk M., Bürgi H.R., Reichert P. (2008): Identifying functional groups of phytoplankton using data from three lakes of different trophic state. *Aquatic Sciences* 70 (1), 30–46.

Mooij W.M., Janse J.H., De Senerpont Domis L.N., Hülsmann S., Ibelings B.W. (2007): Predicting the effect of climate change on temperate shallow lakes with the ecosystem model PCLake. *Hydrobiologia* 584 (1), 443–454.

Morf L.S., Buser A.M., Taverna R., Bader H.P., Scheidegger R. (2008): Dynamic substance flow analysis as a valuable risk evaluation tool – A case study for brominated flame retardants as an example of potential endocrine disrupters. *Chimia* 62 (5), 424–431.

Moser S., Mosler H.J. (2008): Differences in influence patterns between groups predicting the adoption of a solar disinfection technology for drinking water in Bolivia. *Social Science & Medicine* 67 (4), 497–504.

Mosler H.J., Martens T. (2008): Designing environmental campaigns by using agent-based simulations: Strategies for changing environmental attitudes. *Journal of Environmental Management* 88 (4), 805–816.

Mosler H.J., Tamas A., Tobias R., Caballero Rodríguez T., Guzmán Miranda O. (2008): Deriving interventions on the basis of factors influencing behavioral intentions for waste recycling, composting, and reuse in Cuba. *Environment and Behavior* 40 (4), 522–544.

Müller B., Berg M., Yao Z.P., Zhang X.F., Wang D., Pfluger A. (2008): How polluted is the Yangtze river? Water quality downstream from the Three Gorges Dam. *Science of The Total Environment* 402 (2–3), 232–247.

Müller B., Stierli R., Gächter R. (2008): A low-tech, low-cost passive sampler for the long-term monitoring of phosphate loads in rivers and streams. *Journal of Environmental Monitoring* 10 (7), 817–820.

Neumann M.B., Gujer W. (2008): Underestimation of uncertainty in statistical regression of environmental models: Influence of model structure uncertainty. *Environmental Sciences and Technology* 42 (11), 4037–4043.

Nuttakan W. (2008): Organic carbon burial in a Swiss hydro-electric reservoir: Roles of sedimentation and mineralisation. MSc Thesis ES 08.39, Eawag, Kastanienbaum and UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft, Switzerland and the Netherlands, 43 pp.

Ostrovsky I., McGinnis D.F., Lapidus L., Eckert W. (2008): Quantifying gas ebullition with echo-

sounder: the role of methane transport by bubbles in a medium-sized lake. *Limnology and Oceanography: Methodes* 6, 115–118.

Payn R.A., Gooseff M.N., Benson D.A., Cirkpa O.A., Zarnetske J.P., Bowden W.B., McNamara J.P., Bradford J.H. (2008): Comparison of instantaneous and constant-rate stream tracer experiments through non-parametric analysis of residence time distributions. *Water Resources Research* 44 (6), Article number W06404.

Pierotti M.E.R., Knight M.E., Immler S., Barson M.J., Tuner G.F., Seehausen O. (2008): Individual variation in male mating preferences for female coloration in a polymorphic cichlid fish. *Behavioral Ecology* 19 (3), 483–488.

Raina V., Rentsch D., Geiger T., Sharma P., Busser H.R., Holliger C., Lal R., Kohler H.P.E. (2008): New metabolites in the degradation of α - and γ -Hexachlorocyclohexane (HCH): Pentachlorocyclohexenes are hydroxylated to cyclohexenols and cyclohexenediols by the haloalkane dehalogenase LinB from *Sphingobium indicum* B90A. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 56 (15), 6594–6603.

Reilstab C. (2008): Life at low food – population dynamics and genetic structure of *Daphnia* in ultra-oligotrophic Lake Brienz. Dissertation 17561, ETH, Zürich, Switzerland, 140 pp.

Reilstab C., Spaak P. (2007): Starving with a full gut? Effect of suspended particles on the fitness of *Daphnia hyalina*. *Hydrobiologia* 594 (1), 131–139.

Robinson C.T., Uehlinger U. (2008): Experimental floods cause ecosystem regime shift in a regulated river. *Ecological Applications* 18 (2), 511–526.

Root R.A., Dixit S., Campbell K.M., Jew A.D., Hering J.G., O'Day P.A. (2007): Arsenic sequestration by sorption processes in high-iron sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 71 (23), 5782–5803.

Roosen F.C.J.M., Peeters E.T.H.M., Roijackers R., Wyngaert I.V.D., Wolters H., de Coninck H., Ibelings B.W., Buijse A.D., Scheffer M. (2008): Fast response of lake plankton and nutrients to river inundations on floodplain lakes. *River Research and Applications* 24 (4), 388–406.

Rossi L., Hari R. (2007): Screening procedure to assess the impact of urban stormwater temperature to populations of brown trout in receiving Water. *Integrated Environmental Assessment and Management* 3 (3), 383–392.

Schmid M., Budnev N.M., Granin N.G., Sturm M., Schurter M., Wüest A. (2008): Lake Baikal deepwater renewal mystery solved. *Geophysical Research Letters* 35, Article number L09605.

Schmid Neset T.S., Bader H.P., Scheidegger R., Lohm U. (2008): The flow of phosphorus in food production and consumption – Linköping, Sweden,

1870–2000. *Science of the Total Environment* 396 (2–3), 111–120.

Schneider M.K., Brunner F., Hollis J.M., Stamm C. (2007): Towards a hydrological classification of European soils: Preliminary test of its predictive power for the base flow index using river discharge data. *Hydrology and Earth System Sciences* 11 (4), 1501–1513.

Schuol J., Abbaspour K., Yang H., Srinivasan R., Zehnder A.J.B. (2008): Modeling blue and green water availability in Africa. *Water Resources Research* 44, Article number W07406 (18 pp.).

Schuol J., Abbaspour K.C., Srinivasan R., Yang H. (2008): Estimation of freshwater availability in the West African sub-continent using the SWAT hydrologic model. *Journal of Hydrology* 352 (1–2), 30–49.

Schuwirth N., Kühni M., Schweizer S., Uehlinger U., Reichert P. (2008): A mechanistic model of benthos community dynamics in the River Sihl, Switzerland. *Freshwater Biology* 53 (7), 1372–1392.

Siegrist H., Salzgeber D., Eugster J., Joss A. (2008): Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal. *Water Science & Technology* 57 (3), 383–388.

Skage M., Hobæk A., Ruthová S., Keller B., Petrusek A., Sed'a J., Spaak P. (2007): Intra-specific rDNA-ITS restriction site variation and an improved protocol to distinguish species and hybrids in the *Daphnia longispina* complex. *Hydrobiologia* 594 (1), 19–32.

Spaak P. (2007): Cladocera; Preface. *Hydrobiologia* 594 (1), 1–3.

Spycher S., Smejtek P., Netzeva T.I., Escher B.I. (2008): Toward a class-independent quantitative structure – Activity relationship model for uncouplers of oxidative phosphorylation. *Chemical Research in Toxicology* 21 (4), 911–927.

Stamm C., Alder A.C., Fenner K., Hollender J., Krauss M., McArdell C.S., Ort C., Schneider M.K. (2008): Spatial and temporal patterns of pharmaceuticals in the aquatic environment: A review. *Geography Compass* 2 (3), 920–955.

Stelkens R.B., Pierotti M.E.R., Joyce D.A., Smith A.M., van der Sluijs I., Seehausen O. (2008): Disruptive sexual selection on male nuptial coloration in an experimental hybrid population of cichlid fish. *Philosophical Transactions of The Royal Society B* 363 (1505), 2861–2870.

Strasser M., Schindler C., Anselmetti F.S. (2008): Late Pleistocene earthquake-triggered moraine dam failure and outburst of Lake Zurich, Switzerland. *Journal of Geophysical Research* 113 (2), Article number F02003 (16 pp.).

Streicher-Porte M., Bader H.P., Scheidegger R., Kytzia S. (2007): Material flow and economic

analysis as a suitable tool for system analysis under the constraints of poor data availability and quality in emerging economies. *Clean Technologies and Environmental Policy* 9 (4), 325–345.

Telse D. (2008): Site classification according to risk of diffuse pollution. Diploma thesis, Eawag Dübendorf, TU Dresden, Switzerland, 97 pp.

Tian D., Wang Q., Zhang P., Araki H., Yang S., Kreitman M., Nagylaki T., Hudson R., Bergelson J., Chen J.Q. (2008): Single-nucleotide mutation rate increases close to insertions/deletions in eukaryotes. *Nature* 7175, 5 pp.

Tiegs S.D. (2006): Landscape-scale controls of litter decomposition in streams. Dissertation 15790, ETH Zürich, Switzerland, 182 pp.

Tiegs S.D., Peter F.D., Robinson C.T., Uehlinger U., Gessner M.O. (2008): Leaf decomposition and invertebrate colonization responses to manipulated litter quantity in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 27 (2), 321–331.

Tomassini L.F. (2007): Case studies in estimation and representation of uncertainty in climate modelling. Dissertation 1709, ETH-Zürich, Switzerland, 97 pp.

Truffer B. (2008): Society, technology, and region: Contributions from the social study of technology to economic geography. *Environment and Planning A* 40 (4), 966–985.

Uhlmann V., Wehrli B. (2007): Die Sicherung angemessener Restwassermengen – wie wird das Gesetz vollzogen? *Wasser Energie Luft* 99 (4), 307–310.

Uhlmann V., Wehrli B. (2007): Vollzug der Restwassersanierungsvorschriften – Standortbestimmung nach 15 Jahren Inkraftsetzung des Gewässerschutzgesetzes. *Wasser Energie Luft* 99 (4), 311–313.

Valotton N. (2007): Effect assessment of fluctuating exposure of herbicides with different modes of action on algae. ETH Diss No. 17461, Zürich, Switzerland, 127 pp.

Valotton N., Eggen R.I.L., Escher B.I., Krayenbühl J., Chèvre N. (2008): Effect of pulse herbicidal exposure on *Scenedesmus vacuolatus*: a comparison of two photosystem II inhibitors. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27 (6), 1399–1407.

Van der Sluijs I., Van Dooren T.J.M., Hofker K.D., van Alphen J.J.M., Stelkens R.B., Seehausen O. (2008): Female mating preference functions predict sexual selection against hybrids between sibling species of cichlid fish. *Philosophical Transactions of The Royal Society B* 363 (1505), 2871–2877.

Vermeirssen E.L.M., Eggen R.I.L., Escher B.I., Suter M.J.F. (2008): Estrogens in swiss rivers

and effluents – sampling matters. *Chimia* 62 (5), 389–388.

Vital M., Hammes F., Egli T. (2008): *Escherichia coli* O157 can grow in natural freshwater at low carbon concentrations. *Environmental Microbiology* 10 (9), 2387–2396.

Wagner B., Reichert K., Daut G., Wessels M., Matzinger A., Schwalb A., Spirkovski Z., Sanxhaku M. (2008): The potential of Lake Ohrid for long-term palaeoenvironmental reconstructions. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 259 (2–3), 341–356.

Weyhenmeyer G.A., Jeppesen E., Adrian R., Arvola L., Blenckner T., Jankowski T., Jennings E., Nöges P., Nöges T., Straile D. (2007): Nitrate-depleted conditions on the increase in shallow northern European lakes. *Limnology and Oceanography* 52 (4), 1346–1353.

Winkel L., Berg M., Amini M., Hug S.J., Johnson A.C. (2008): Predicting groundwater arsenic contamination in Southeast Asia from surface parameters. *Nature Geoscience* 1 (August), 536–542.

Winter M.J., Lillicrap A.D., Caunter J.E., Schaffner C., Alder A.C., Ramil M., Ternes T.A., Giltrow E., Sumpter J.P., Hutchinson T.H. (2008): Defining the chronic impacts of atenolol on embryonic larval development and reproduction in the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Aquatic Toxicology* 86 (3), 361–369.

Wolinska J., Lively C.M., Spaak P. (2008): Parasites in hybridizing communities: the Red Queen again? *Trends in Parasitology* 24 (3), 121–126.

Wüest, A. (2007): Physikalische Prozesse in Seen. In: Stadelmann, P. (Ed.) Vierwaldstättersee: Lebensraum für Pflanzen, Tiere und Menschen, Brunner Verlag, Kriens, Switzerland, 106–121.

Yang J., Reichert P., Abbaspour K.C., Xia J., Yang H. (2008): Comparing uncertainty analysis techniques for a SWAT application to the Chaohe Basin in China. *Journal of Hydrology* 358 (1–2), 1–23.

Yoshimura C., Gessner M.O., Tockner K., Furu-mai H. (2008): Chemical properties, microbial respiration, and decomposition of coarse and fine particulate organic matter. *Journal of the North American Benthological Society* 27 (3), 664–673.

Zbinden M., Hieber M., Robinson C.T., Uehlinger U. (2008): Short-term colonization patterns of macroinvertebrates in alpine streams. *Fundamental and Applied Limnology* 171 (1), 75–86.

Zimmermann J. (2008): Der Walensee – eine sedimentologische Rekonstruktion seiner holozänen Ereignisgeschichte. Diplomarbeit, Eawag, Dübendorf, Schweiz, 129 S.

《Eawag新闻》调查

非常感谢每一位参与我们最近的《Eawag新闻》读者调查的人。正如预计的那样，多数回应来自欧洲，尤其是瑞士和德国。不过，来自其他35个国家的订阅者也利用这次机会告知他们对《Eawag新闻》



的想法。很高兴知道世界各地（从埃塞俄比亚到美国，从阿根廷到韩国）的人有兴趣阅读《Eawag新闻》。除了表明我们在正确的轨道上之外，你们的意见还提出了这一出版物可以改进的不同方式。在9月底已将奖品送给获胜者。



发展中国家合适的环境卫生新指南

清洁的厕所挽救生命。但在全世界数十亿人缺乏基本的卫生设备的情况下，哪一种厕所最能满足每一个人 and 每个家庭的需要呢？Eawag和给水与环境卫生合作委员会（WSSCC）出版的一本新的指南，阐明了帮助发展中国家人民过上更健康、更幸福的生活的各种卫生系统和技术。

与澳门的世界厕所峰会&博览会共同发起的《环境卫生系统与技术概要》，是一本关于最佳、最适合和最可持续的环境卫生系统和技术独特的、包罗万象的规划和参

表面：一种水污染源

多年来，当河溪中检测出杀虫剂时，农业总是被认为是首要嫌疑。现在，Eawag和Empa进行的研究表明，组装区也占这类输入的相当大部分。例如，表面涂料和粉刷（照片：模型建筑）可能会沥出一些物质，并以雨水的方式进入环境，它们可能在生物中产生毒性影响。与制造商、州当局和其他伙伴合作，研究人员已研究了这些过程，目前正在讨论解决这一问题的方法。



工程活动的重组

差不多2年前，面对人员变化和日益竞争的环境工程领域，Eawag的工程室启动了一个集中的战略规划过程。基础广泛的讨论产生了一份战略文件，该文件8月份得到了所长的批准。在未来，Eawag的工程活动将集中在2个主题优先领域：过程工程和水管理。正在组建2

个带有明确规定的不同研究主题的室。由Hansruedi Siegrist 领导的过程工程室将涉及废水处理过程以及（与水资源及饮用水室一起）饮用水。由Max Maurer领导的城市水管理室则集中在可持续的城市水管理方面。



考工具书。虽然有大量关于很多环境卫生技术的信息，但它分散在许多书籍和杂志中，常常只为从事环境卫生工作的工程师和决策者所知。该概要通过在一个文件中展示各种选择方法来解决这一问题；它作为规划过程中作出见识广的决策的起点是很有用的。这一概要还促进一种系统方法，因为总是应该将卫生设施和技术作为整个系统的组成部分来加以考虑。该出版物可以在以下网站上免费下载：

www.sandec.ch

