

欧洲地表水中镍环境质量标准的推导和实施

欧盟水框架指令（WFD 2000/60/EC）建立了一个法律框架，旨在保护欧盟境内的内陆地表水，过渡和沿海水域及地下水。WFD 的目标之一就是保护、增加和修复欧盟境内的地表水和地下水，力求在 2015 年实现良好的状态。



水体达到良好的化学状态，将需要通过水框架指令(WFD)附件 X 中的所有环境质量标准。

对欧盟水生环境造成重大风险的物质已经在水框架指令（WFD）的附件 X 中标明。这些“优先物质”进一步被分为“优先级”或“优先危险”的状态。符合优先物质的环境质量标准（EQS）是实现良好状态的一个要求。此外，优先危险物质将在 20 年内逐步禁止有意排放和意外的渗漏排放。镍及其化合物是优先物质，但目前还不是优先危险物质。2008 年，优先物质指令（2008/105/EC）中的附件 II 取代了 WFD 的附件 X。优先物质指令中的附件 I 包含了用于水框架指令地表水分类的具体的 EQS 值。由于缺乏一个综合技术基础为镍及其化合物设立一个 EQS，所以确立了一个 20 µg/L 的临时值做为镍内陆和其它地表水的 EQS。子指令还写明（第三条，第四款），当提议修订优先物质时，欧盟委员会（EC）要检查技术和科学进程，包括现有物质规则（793/93/EEC）风险评估的结论（即欧盟镍风险评估报告（EU RAR）的

结论和 REACH 法规（EC 1907/2006）注册。2009 年末，发起了对水框架指令优先物质的第二次评审，重审了现有 EQS 的优先状态，并根据新数据修订了现有的 EQS。这次评审还提出，识别符合优先物质标准的其他物质。在近期的优先物质指令修订版（2013/39/EU）中考虑了来自欧盟镍风险评估报告（EU RAR）的信息。这次评审将现有的 20 µg/L 临时值修订为 4 µg/L 镍_{生物有效}，原因如下：

- 优先物质指令子指令要求将欧盟 RAR 的结果考虑进去；
- 20 µg/L 的镍值不具有生态相关性（已被欧盟 RAR 的结果证实）；并且，
- 几个成员国认为临时镍 EQS 值无法保护水生系统，需要重审。

该情况报道描述了推导和实施新镍 EQS 值的过程，这适用于欧盟所有淡水。

1 镍环境质量标准过程介绍

在水框架指令（WFD）中对环境质量标准 EQS 的定义为“为了保护人类健康和环境，在水，沉积物或生物区内不得被超过的某种特定污染物或污染物群的浓度”。而大部分 EQS 是作为周围环境的限值，可以看作对排放点的控制，即，排放许可。EQS 的建立是为了让人们既不受长期（慢性）暴露（年平均 EQS），也不受短期（急性）间歇性化学物暴露（最大允许浓度）的不良影响。在欧盟（EU），年平均（AA）EQS 有一个使用范围，包括欧盟水框架指令（WFD）地表水分类（合规性评估）和工业排放的允许范围（第四部分）。最大允许浓度（MAC）常被用来调查污染事故或化学物质的间歇性排放，成员国并不经常使用这个标准。该情况报道关注的是镍的年均（AA）EQS。文中所提及的 EQS 指的是淡水的年均（AA）EQS。EQS 根据相关毒性数据推导出来，应当

对流经欧盟境内所有地表水的所有相关的人类健康和环境终点起到保护作用。

2 淡水镍环境质量标准的形成

2.1 为什么考虑生物有效性？

优先物质指令阐明，当评估检测结果与金属的 EQS 不符时，应考虑：

- 金属及其化合物的自然背景浓度是否与 EQS 值不符；及
- 硬度，pH 值，溶解有机碳，或其它可能影响金属生物有效性的水质参数。

在评估淡水水生环境中镍的潜在风险时，将生物有效性考虑进去是最具技术性的一种方法。生物有效性是用各种物理化学因素在生物感受器上调节金属有效性的一种功能（Drexler 等人 2003）。实际上，这意味着，生物有效性反

映金属对一种水生生物的实际暴露程度。对包括镍在内的许多金属来讲，其在水层中水生生物产生的不良作用被假定为暴露于生物有效的 Ni²⁺离子的结果。这一点非常重要，因为长久以来一直认为，水中的金属总浓度（可溶的和不可溶的）与潜在的环境风险仅具有有限的相关性（Campbell 1995；Niyogi 及 Wood 2004）。此外，基于硬度的金属 EQS 对生态风险的度量也非常有限（荷兰 2004）。

对地表水潜在风险的不当识别会导致不恰当的监管干预（环境局 2009）。基于现有 EQS 的后续监管行动（即水框架指令下的办法纲要）可能导致会大量财务投入，而这可能只会产生有限的生态效益。

慢性生物配体模型(BLM)¹的开发科学地巩固了欧盟 RAR 的结论。这些模型，考虑的是特定地点的水化学，将毒性与镍的生物有效浓度关联起来，而不是与总镍浓度或溶解镍浓度关联。尽管健康和环境风险科学委员会（SCHER）²承认，在法规合规框架中考虑生物有效性将是监管模式的一个跨越，但其仍在对 EQS 技术指导文件（欧盟委员会 2010）的评论中表达了对用生物配体模型 BLM 推导和实施金属 EQS 的支持。

镍 EQS 的修订版第一次提出，采用慢性生物配体模型（BLMs）开发和实施生物有效 EQS 的方法已在欧洲层面纳入到立法框架。

2.2 预期无效应浓度对环境质量标准？

在若干个生物有效性情况下的欧盟 RAR 中，计算出了淡水预期无效应浓度（PNECs）。情况报道 4（将生物有效性纳入到水生环境中）¹更详细地描述了这些情况。但实际上它们代表了欧盟七个地点的水体情况，这反映了欧盟物化水化学条件的 10%-90%的情况。然而，欧盟 RAR 中采用的 PNEC

不同于由水框架指令推导出来的最终的镍 EQS。关键的区别是，PNEC 不具有法律约束力的，是一个反复风险评估过程的一部分，这意味着如果经确定有风险，是可能进行改进的。此外，若确定没有风险，过度保守的 PNEC 对其则无作用。可选择是，水框架指令中的 EQS 是：

- 具有法律约束力，
- 在所有情况下必须给予保护（在 EQS 技术指导中定义为能代表至少 95%地表水），和
- 不要过于严格，因为如果超过，没有能力得到精确值。

此外，欧盟委员会及其成员更倾向于能覆盖整个欧洲的一个物质的单一 EQS 值，即在成员国之间是一个通用的 EQS 而不是多个 EQS。这种倾向限制了设定可解释生物有效性差异的特定场所 EQS 的可能性，而不是意味着通过将暴露浓度标准化为“生物有效的金属”而对生物有效性进行校正。

因此，我们有必要推导一个通用的、建立在对欧盟 RAR 中生物有效性的理解之上的镍 EQS，但是，原则上要对欧盟监测的所有水体实现保护。

2.3 水框架指令下得出的镍的环境质量标准

除了是一个数值外，一个可行的 EQS 还必须满足其他实施要求（Crane 等人，2010 年），以确保它可以用于某一立法框架。这些要求可能包括要考虑到分析的灵敏度或不确定性、需要收集能支持参数的数据（例如，那些需要支持生物有效性计算的参数）或对数据处理（即进行生物有效性计算）任何要求。



图 1: 采用梯级方法实施生物有效性评估

欧盟委员会 EQS 技术指导主张使用一种梯级方法（例如，[图 1](#)）。梯级方法允许从初级评估中移除低优先级场所，同时将监管（和财政）努力集中于较高级优先场所。此方法中的第一级并没有明确考虑生物有效性，而是利用一个通用 EQS 值与年均溶解镍浓度进行比较。如果一个场所基于通用 EQS 值的评估不合规，那么在做出任何合规决定之前，需进行进一步评估。

欧盟委员会建议设置能反映出可能会在应用区域观察到的最大生物有效性条件的通用 EQS 值（欧洲共同体，2010）。对镍而言，通常在具有相对的高 pH 值、低硬度、低溶解有机碳 DOC 的水体中观察到镍的高生物有效性条件。

为了确定欧盟水域中镍的通用 EQS，有必要识别出反应欧盟最大生物有效性的条件，也就是说，这些条件会导致最低的 HC₅ 值³。基于欧盟 RAR，意大利 Monate 湖出现了最大生物有效性。该水体中 HC₅ 值是 7.2 μg/L (PH 值为 7.7，钙为 48 mg/L 和 DOC 为 2.5 mg/L)。表 1 显示了基于区域性数据的其他欧洲淡水区域的镍 PNEC 值，包括英国、法国、奥地利、西班牙、易北河、瑞典和瓦隆（比利时）。

场所	样品资料和数据	10%PNECs (μg/L)	5%PNECs (μg/L)
英国*	n=184	6.62	5.86
法国	n=249#	5.28	4.62
奥地利	n=1553#	4.34	3.70
西班牙	n=48^	7.34	7.32
易北河	n=294^	8.22	7.46
瑞典	n=3997#	11.2	10.08
瓦隆	n=559^	6.36	5.82
所有数据	n=6885	6.58	5.2

*此数据集是水体中的年均镍浓度

#这些数据直接来自于成员国与欧洲环境信息和观测网络 (EIONET)

^这些数据与欧盟 RAR 中所使用数据的相同

表 1: 用用户友好型镍 BLM 模型计算得出的欧盟成员国内 5% 和 10% 的预期无效应镍浓度 (μg/L)。
(来自于镍 EQS 卷宗, 2010 年草稿)⁴

需要特别注意的是，在表 1 中显示的 PNECs 值是评估因子为 1 的 HC₅ 值。这跟修订版子指令 (2013/39/EU) 中所推荐的镍 EQS 值一致。这是来自欧盟风险评估报告 (EU RAR) 的一个改变。欧盟 RAR 中缺乏野外和/或中型实验生态系数据，这导致新物质和现有物质技术委员会 (TCNES) 提出在欧盟 RAR 的 PNEC 推导过程中要采用评估因子 2，以解释评估中其他不确

定性。然而，自欧盟 RAR 完成以来，中型实验生态系统 (Hommen 等, 2011) 和野外数据 (Peters 等, 2013) 已经产生，欧盟环境专家和领导小组已对这些数据进行了判断，认为已经将不确定性减少到了评估因子 1 可以被接受的水平。

表 1 给出的特定场所 PNEC 的 5% 频率分布的最低值约为 4 μg/L (PH 值为 8.2, DOC 为 2 mg/L, 钙为 40 mg/L)。因此，在子指令修订版中最终将通用 EQS 值设置为 4 μg/L，这确保了合规评估中的第一级能充分保护在欧盟可能遇到的大多数情况。

镍的通用 EQS 表示为“生物有效的镍”（即通用 EQS_{生物有效}）。通用 EQS_{生物有效}术语的使用实际上与根据一种化学品的特定形式（或形态）定义 EQS 是相同的。通用 EQS_{生物有效}仅能在梯级方法中使用，用于至少在一些层级中解释生物有效性。镍的通用 EQS_{生物有效}作为一个单一的通过/失败标准，而不考虑生物有效性（即假设所有测的溶解金属是生物有效的）这会导致许多区域被错误地认定为有风险（图 1）。

3 实施生物有效性的方法

单一的镍通用 EQS_{生物有效}值的推导，实现了欧盟成员国对一个单一 EQS 的需求。然而，EQS 的健全实施取决于采用一个生物有效性因子，即 BioF，用以在评估的后续等级中进行生物有效性标准化。通过 EQS_{生物有效}除以本地 EQS 得到 BioF。

3.1 实施生物有效性的梯级方法

丹麦环境保护署提出了一个实施镍 EQS_{生物有效}的梯级方法（图 1）。在 2.3 节中已经描述了方法中的第一级，简单地对某一场所的年均监测溶解镍浓度与通用镍 EQS_{生物有效}进行直接比较。

在第二级中用 bio-met 生物有效性工具或一个类似的用户友好型镍 BLM 工具进行生物有效性标准化（参见 3.2 节和 7 节）⁵。bio-met 生物有效性工具计算出某一场所的“生物有效的镍”浓度，并且将此值与 EQS_{生物有效}进行比较。生物有效的镍的浓度超过 EQS_{生物有效}的样品会进入到第三级继续评估。

要考虑到第三级中的可能影响镍风险的本地因素。这些因素包括镍环境背景浓度 (ABCs) 的使用。只有对生物有效性进行标准化后才能考虑 ABCs。其他可能要考虑的本地改进还包括：

- 改善后的特定场地水化学数据的收集；
- 完整的镍 BLM 的使用，以及
- 对本地生态数据的评估，以确定安和生物效应的量级。

当不能获得 EQS 值，以及场所（或水体）不能达到良好化学状态时，就要进入第四级评估。可能需要一个缓解这一情况办法纲要。

3.2 用户友好型镍生物配体模型

BIO-MET

慢性镍生物配体模型 NiBLM 是成熟模型，能代表对淡水种慢性镍生态毒性的最先进的理解（[情况报道 4](#)，第 6 节，BLM 软件）。¹ 然而，用于解释输出结果的数据输入要求和专业知识显示 NiBLM 过于复杂，且对于日常监管使用而言，资源过于密集。

为了方便管理应用，已经成功开发了 NiBLM 用户友好型版本。*bio-met* 生物有效性工具是以 NiBLM 为基础，但仅需和三个理化输入参数相关的数据：DOC，钙和 pH 值。运行发现，主要是这三个参数影响 NiBLM 中 HC₅ 的预测。*bio-met* 生物有效性工具从差不多 700 个 NiBLM 的 HC₅ 预测值开发而来，其中 DOC、钙和 pH 是变化的，但其它输入参数是固定不变的。

bio-met 生物有效性工具是一个多金属工具，铜和锌的生物有效金属浓度也用其计算得出。⁵

其他 [bio-met.net](#) 资源包括：⁵

- 金属生物有效性并将其应用于金属风险评估监管相关信息的一个综合基础。这部分也包括有关 *bio-met* 生物有效性工具的开发和验证的信息。
- 一系列案例研究。这些案例说明了在水生环境中金属风险管理采用了基于生物有效性的方法。

bio-met 生物有效性工具也已实现在线应用，这意味着生物有效性计算的运行不受公司 IT 限制、软件版本和个人电脑驱动程序的局限。

用来自英国和荷兰的能涵盖广泛水化学的数据，我们对 *bio-met* 生物有效性工具及 NiBLM 的性能进行了评估。与 NiBLM 相比，*bio-met* 生物有效性工具属于适度预防（过度保护）（[图 2](#)）。这是因为与 NiBLM 相比，*bio-met* 生物有效性工具是设计用于保护，而 NiBLM 更适用于二级评估。

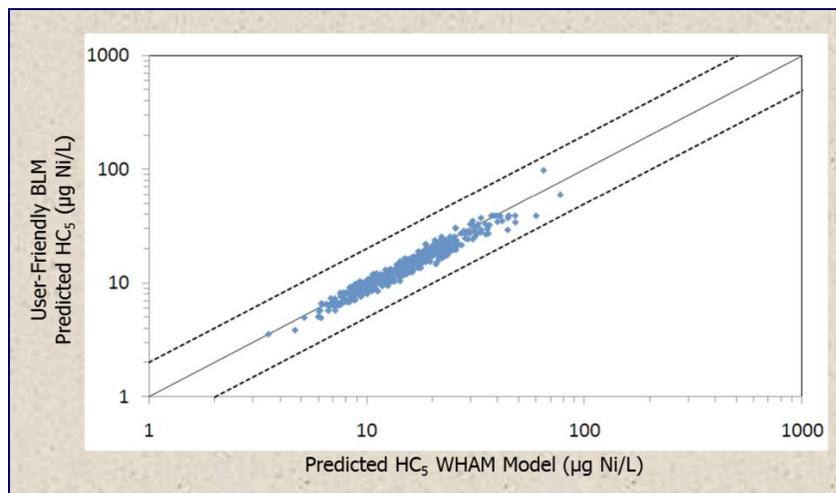


图 2：镍生物配体模型（NiBLM）的 HC₅ 预测（WHAM 模型）与 *bio-met* 生物有效性工具的 HC₅ 预测。

实线为二者比例 1: 1，虚线因子为 2。

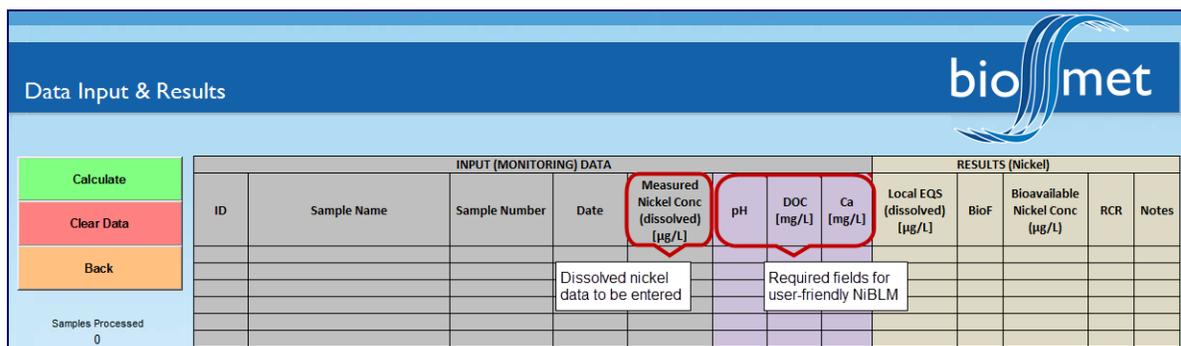


图 3： *bio-met* 生物有效性工具、用户友好型 NiBLM 的数据输入截屏

输入、输出、解释

bio-met 生物有效性工具简单易用。bio-met.net 网站提供了它的完整操作说明。

将某一场所的 pH 值、钙离子浓度和 DOC 浓度数据输入 **bio-met** 生物有效性工具中，在没有相关溶解镍浓度数据的情况下，该工具可报告本地镍 EQS_{溶解的} 和相应的 BioF (图3)。

将溶解镍的数据添加到 **bio-met** 生物有效性工具中，可以计算出生物有效的镍浓度和风险表征率 (RCR)。最后这一项，通常也称为风险系数，是生物有效的镍浓度除以 EQS_{溶解的} 得出的。其值等于或大于 1 时表明具有潜在风险 (导致进入第三级评估)。

bio-met 生物有效性工具可以用在以下两个方面：

- 从监测数据中计算生物有效的金属浓度，与 EQS_{生物有效的} 进行比较，或
- 计算特定场所的 EQS_{溶解的} (溶解的金属监测数据与特定场所的 EQS_{溶解的} 进行比较)。

bio-met 生物有效性工具与镍生物配体模型 (NiBLM) 在相同的验证条件下操作，EU RAR 后，因有更多的生态毒性数据可用，就对 NiBLM 进行了修订 (即，PH 值为 6.5-8.2，钙浓度 3.8-88 mg/L，DOC 浓度 0-20 mg/L)。

输入数据丢失？

并非所有的欧盟成员国均监测 DOC。但最近已经有许多成员国开始监测这些项目。因此，有可能会出现一些需要评估生物有效性的情况，而对于 **bio-met** 生物有效性工具所需的参数而言，却没有可用数据支持这些参数。这可能会严重阻碍基于生物有效性方法的实施。

有时有可替代特定地点监测数据的数据可用，虽然我们需要谨慎解读使用这些数据计算出的结果。例如，DOC 的“缺省”值是根据历史监测数据估算的 (环境专利，2009 年)，或从溶解的及总铁浓度 (Peters 等人，2011a) 或紫外吸收值 (Tipping 等人，2009 年) 预测而来。

除了替代输入数据，监管者手中也有可用的充分数据。例如，奥地利⁶，瑞典⁷，法国⁸ 的数据都可从其各自网站获得。用这些数据进行定向生物有效性评估是可能的，以确定哪些地方需要使用特定场所数据。如果仅有可用的水硬度数据，就有可能根据用欧洲地表水开发的关系式将这些数据转换为钙离子浓度 (Peters 等人，2011 年 b)。

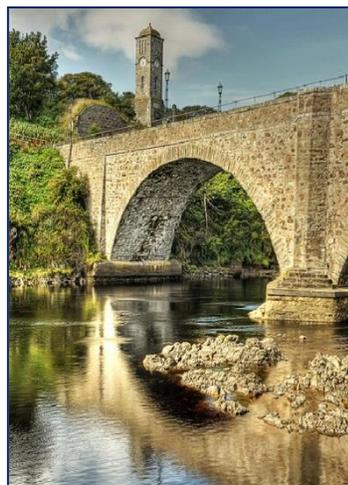
4 这意味着什么及应如何运用 EQS?

EQS 的两个主要用途是合规评估和许可。对于合规评估，是将某一场所生物有效的镍的算术均值浓度与 EQS_{生物有效} 进行比较；一些成员国也将评估 EQS “失败的置信性”，从而为任何由此产生的立法决议提供统计确定性 (ISO/WD 5667-20)。然而，许多成员国不考虑这一点，这意味着 EQS 被视为具有法律约束力的监管局限。

在 WFD 下，符合镍的 EQS 值是化学状态的一个组成部分。如果超过镍 EQS 值，水体将被列为未取得良好状态，而不考虑测量出的水体生态质量，或其他优先物质的浓度，然后将报告给欧盟委员会。这就是所谓的“一出，全出”原则。

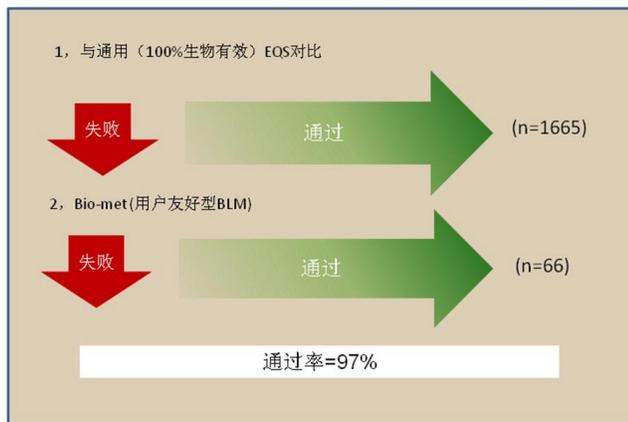
将新 EQS 考虑进去的对许可的修订，可能会对镍生产商和下游用户产生深远的影响。许可一般设置这样一种方式：EQS 不得超过任何流出水接收水 (混合区的适当考虑后)。如果有多个流域或水体的污水排放，这可能意味着，仅允许每个排放处仅提供 EQS 的一部分。现有的背景值也可以纳入考虑。在实现不超过接受水 EQS 的十分之一基础上，一些主管部门可以设置许可证或批准排放。

然而，并非所有的 EQS 使用都与 WFD 绑定，有许多本地化的例子：可进行场所优先级和危害级评估，以便监管者锁定资源 (如环境专利 2011 年)。

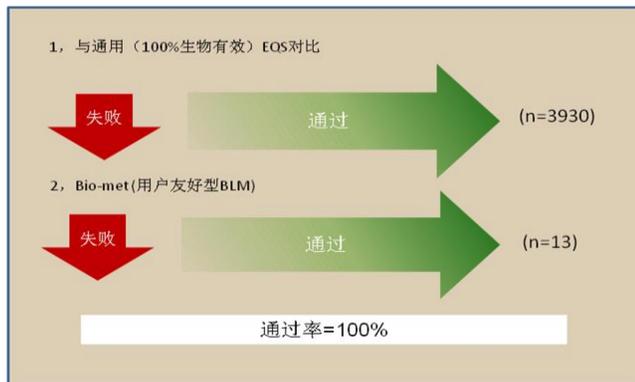


5 实施案例

图4显示了与物化性质进行对照的水中镍EQS_{生物有效}合规评估案例。图4a显示了用梯级方法评估了奥地利⁶的76个河流中1779个样品的监测数据。只有3%的样本进入第3等级进而考虑当地的问题。由于其相对低的DOC、高pH值、低硬度和低风险，奥地利的水体之前被认定为对镍暴露敏感。图4b显示，对瑞典49个水体中3942个样本（由瑞典化学局提供）进行了评估。在第1等级，不到1%的样本超过了EQS_{生物有效}。当在第2等级考虑了镍的生物有效性时，任何地点都未超过EQS。许多瑞典水域含有相对较高的DOC以及低硬度和低pH值，而这些条件说明镍的生物有效性较低。



a) 奥地利



b) 瑞典

图4：奥地利（a）（起始值1779）和瑞典（b）（起始值3942）镍监测数据指示性合规评估的案例

为了控制整个流域或集水区潜在有毒物质的整体输入，经常会设置排入河流的许可和同意，向地表水排放流出的水处理厂均一致同意排放。以相同过程监管工业界向下水道的排放，换言之，通过监管工业界向处理厂的排放，水处理公司需要确保满足其主要允许排放的任何改变。虽然各成员国间有一些可能是相对一致的普遍原则，以及它们可能都使

用一个EQS来设置限值，不同的国家所采取的具体方法依旧会有所不同。

例如，为了设置含镍污水向某河流（pH值为7.3，DOC平均浓度为3.9 mg/L，钙平均浓度为8 mg/L）排放的许可，需要遵循以下过程。该场所的镍EQS_{溶解的}值约为11 g/L，将溶解镍浓度转换为生物有效镍浓度的BioF值为0.37。如果每次排放时接收水域中允许EQS的十分之一，则接收水域对该次排放的最大可接受镍浓度为1.1 μg/L溶解镍。

因此，可以结合接收水域对该次排放的镍容许浓度，根据流出水流及河流流速计算出排放的容许浓度。若从场所的流出水流排放速度为2886 m³/d，接收水域的流速为12441600 m³/d，则排放中允许的镍浓度可计算如下：

$$C_{\text{排放}} \times V_{\text{排放}} = C_{\text{接收水域}} \times (V_{\text{接收水域}} + V_{\text{排放}})$$

$C_{\text{排放}}$ 表示排放的允许浓度（mg/L）， $V_{\text{排放}}$ 表示排放的体积流量（m³/d）， $C_{\text{接收水域}}$ 表示接收水域中镍的允许浓度（mg/L），和 $V_{\text{接收水域}}$ 表示接收水域的体积流速（m³/d）。

$$C_{\text{排放}} = C_{\text{接收水域}} \times (V_{\text{接收水域}} + V_{\text{排放}}) / V_{\text{排放}}$$

$$C_{\text{排放}} = 0.0011 \text{ mg/L} \times (12,441,660 \text{ m}^3/\text{d} + 2,886 \text{ m}^3/\text{d}) / 2,886 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$C_{\text{排放}} = 4.7 \text{ mg Ni/L}$$

虽然以这种方式计算出的排放浓度是一个溶解浓度，在某些情况下，排放允许浓度也可表示为总的镍浓度。

6 摘要

对于成员国来说，EQS的修订将对许多WFD相关活动产生重大影响（如地表水分类）。监管环境中对生物有效性的解释提供了一个基于证据的方法，用来评估合规性，重要的是，确定潜在风险的优先次序和排列位置。但是，这将是监管者一个新的工作方式。

随着对现有20 μg/L的镍EQS值进行修订，镍的排放许可将不可避免地改变。然而，成员国之间的一致性是有限的，例如：如何计算，随着时间推移而进行的修订，而且，重要的是，对镍生产商和下游用户产生何种影响。

7 后续工作？

对于许多成员国和利益相关者来说，与之前用于金属的方法相比，采用生物有效性方法代表着相当大的挑战。之前的方法主要通过使用和硬度绑定的EQS。感兴趣的成员国已

经成立了一个工作组，准备为金属工业起草一份与基于生物有效性方法的实施相关的实用指南。该指南将为合规性评估和分类提供一个非常具体和实用的方法。采用 EQS_{生物有效} 得出的水流排放许可仍具有挑战性，英国立法当局当前在一个项目中正考虑到这一点，该项目计划于 2013 年秋季完成。

8 镍欧盟风险评估文件链接

8.1 欧盟文件

水框架指令 (2000/60/EU)。可从以下网址获得 (最近一次访问是在 2013 年 9 月)：

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2000:327:0001:0072:EN:PDF>

子指令 (2008/105/EU)。可从以下网址获得 (最近一次访问是在 2013 年 9 月)：

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:348:0084:0097:EN:PDF>

子指令修订版 (2013/39/EU)。可从以下网址获得 (最近一次访问是在 2013 年 9 月)：

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2013:226:0001:0017:EN:PDF>

化学分析和水文状况监测的技术规范[即，质量保证/质量控制指令 (2000/90/EU)]。可从以下网址获得 (最近一次访问是在 2013 年 9 月)：

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:201:0036:0038:EN:PDF>

8.2 技术文件

欧洲生物有效性研讨会文件 2011 年 6 月。可从以下网址获得 (最近一次访问是在 2013 年 9 月)：

http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/implementation_convention/bioavailability&vm=detailed&sb=Title

9 参考资料

Campbell, P. G. C. 1995. Interactions between trace metals and aquatic organisms: A critique of the free-ion activity model. In: Tessier, A.; Turner, D. R. Eds. Metals Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems. John Wiley and Sons, Chichester, UK, pp 45-102.

Crane, M.; Matthiessen, P.; Maycock, D. S.; Merrington, G.; Whitehouse, P. 2010. Derivation and Use of Environmental Quality and Human Health Standards for Chemical Substances in Water and Soil. CRC Press, Boca Raton, FL.

Drexler, J.; Fisher, N.; Henningsen, G.; Lanno, R.; Mcgreer, J.; Sappington, K. G. 2003. Issue paper on the bioavailability and bioaccumulation of metals. U.S EPA Risk Assessment Forum, Washington.

Environment Agency. 2009. Using biotic ligand models to help implement environmental quality standards for metals under the Water Framework Directive. Science Report SC080021/SR7b, Environment Agency, Bristol, UK.

Environment Agency. 2011. Ecological indicators for abandoned mines. Science Report SC090024/2, Environment Agency, Bristol, UK.

European Commission (EC) 2010. Chemicals and the Water Framework Directive: Technical guidance for deriving environmental quality standards. JRC, Ispra, Italy.

Hommen, U.; Knopf, B.; Ridel, H.; Schäfers, C. 2011. Community level study with nickel in aquatic microcosms. Final report. Prepared for the Nickel Producers Environmental Research Association, Durham, NC, USA.

ISO/WD 5667-20. 2005. Water quality—Sampling—Part 20: Guidance on the use of sample data for decision making—compliance with limit values and classification. British Standards Publications, London, UK.

Lepper, P. 2005. Manual on the methodological framework to derive environmental quality standards for priority substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC). Schmallenberg (DE): Fraunhofer-Institute of Molecular Biology and Applied Ecology.

Niyogi, S.; Wood, C. M. 2004. Biotic ligand model, a flexible tool for developing site-specific water quality guidelines for metal. Environ. Sci. Technol. 38: 6177-6192.

Peters, A.; Crane, M.; Adams, W. 2011a. Effects of iron on benthic macroinvertebrate communities in the field. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 86: 591-595.

Peters, A.; Merrington, G.; De Schampelaere, K.; Delbeke, K. 2011b. Regulatory consideration of bioavailability for metals: Simplification of input parameters for the chronic copper biotic ligand model. Integr. Environ. Assess. Manage. 7: 437-444.

Peters, A.; Simpson, P.; Merrington, G.; Schlegel, C.; Rogevich-Garman, E. 2013. Assessment of the effects of nickel on benthic macroinvertebrates in the field. Environ. Sci. Pollut. Res. DOI 10.1007/s11356-013-1851-2.

The Netherlands. 2004. European Union risk assessment report on zinc metal, zinc(II) chloride, zinc sulphate, zinc distearate, zinc oxide, zinc bis(orthophosphate). Prepared by The Netherlands, RIVM, on behalf of the European Union.

Tippling, E.; Corbishley, H.; Koprivnjak, J.; Lapworth, D.; Miller, M.; Vincent, C.; Hamilton-Taylor, J. 2009. Quantification of natural DOM from UV absorption at two wavelengths. Environ. Chem. 6: 472-476.

1, <http://www.nipera.org/en/EnvironmentalScience/FS4-BioavailabilityAquaticCompartment.aspx> (最近一次访问是在 2013 年 9 月)

2, http://ec.europa.eu/health/scientific_committees/environmental_risks/docs/scher_o_127.pdf (最近一次访问是在 2013 年 9 月)

3, 如情况报道 1*中所讨论, PNEC 计算如下: $PNEC = HC_5 / AF$, 其中 $HC_5 = 5\%$ 的特殊敏感性分布时的危险浓度, 以及 $AF =$ 评估因子 EQS 等于 HC_5

*=<http://www.nipera.org/en/EnvironmentalScience/FS1-FreshwaterEffects.aspx> (最近一次访问是在 2013 年 9 月)

4, 2010 镍 EQS 卷宗草稿可向 NiPERA 索取 (NiPERA 联系信息见最后一页)

5, 用户友好型镍生物配体模型纳入到多金属生物有效性工具中, 可在 www.bio-met.net 网站获得。(最近一次访问是在 2013 年 9 月)

6, <http://wisa.lebensministerium.at/> (最近一次访问是在 2013 年 9 月)

7, http://www3.ivl.se/miljo/db/IVL_screening_registersida.htm (最近一次访问是在 2013 年 9 月)

8, <http://www.eionet.europa.eu/> (最近一次访问是在 2013 年 9 月)

关于欧盟镍环境风险评估的情况报道

这是一份情况报道特刊，用于说明在水框架指令下的镍环境质量标准（水框架指令 2000/60/EC）。系列情况报道的目的是通过总结关键技术信息并提供实施指导，来帮助读者理解与镍相关的复杂环境问题和概念。

镍生产商环境研究协会欢迎读者提出与报道中所讨论的概念和方法有关的问题。如需咨询，请联系：

镍生产商环境研究协会
2525 Meridian Parkway, Suite 240
Durham, NC 27713, USA
电话：1-919-595-1950

Chris Schlekat, 博士、美国认证毒理学专家
cschlekat@nipera.org

Emily Rogevich Garman, 博士
erogevich@nipera.org

本情况报道由 wca environment 公司的 Graham Merrington 和 Peter Simpson 编写：
Brunel House, Volunteer Way, Faringdon,
Oxfordshire, SN7 7YR, United Kingdom.
graham.merrington@wca-environment.com
peter.simpson@wca-environment.com