



Aquaculture
Stewardship
Council

ASC双壳类标准

1.0版 2012年1月

初版由双壳类养殖对话发布于2010年8月

Copyright Notice



ASC Bivalve Standard by Aquaculture Stewardship Council is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

Permissions beyond the scope of this license may be requested at: www.ascworldwide.org

Postal address:

Aquaculture Stewardship Council
P.O. Box 19107
3501 DC Utrecht
The Netherlands

Office address:

Aquaculture Stewardship Council
Nieuwekade 9
3511 RV Utrecht
The Netherlands

Trade register number 34389683

本标准责任

水产养殖业管理委员会技术顾问组对本文件负责。

发布的版本

版本号	日期	修改说明
0.1	2010年8月	编制的最初版本，经双壳类动物养殖论坛指导委员会批准，原标题为“双壳类动物养殖论坛标准”
0.1	2011年5月	双壳类动物养殖论坛指导委员会角标准移交给水产养殖业管理委员会
1.0	2012年1月	更新标准以符合ASC式要求（如纳入“关于ASC”和“ASC体系概览”简介章节，编排格式和措辞）。实际标准的内容与0.1版本相比没有变化。

关于ASC

ASC是独立的非盈利机构—水产养殖业管理委员会的缩写。ASC于2009年由WWF（世界野生动物基金会）和IDH（可持续贸易协会）成立，旨在管理全球责任水产养殖标准。ASC标准首先由水产养殖论坛—WWF发起和协调的一系列圆桌会议制定。

什么是ASC

ASC的水产养殖认证计划和标签认可并奖励负责任的水产养殖。ASC是全球性组织，在全球范围内与水产养殖生产商、海产品加工商、零售和食品服务企业、科学家、保护组织、社会非政府组织和公众合作，推动水产养殖的最佳环境和社会选择实践。

ASC做什么

ASC与伙伴合作，通过提升最佳环境和社会水产养殖绩效运行变革世界水产养殖市场的项目。ASC寻求提高经认证以可持续和负责任方式生产的水产产品的可用性。ASC的可靠消费者标签为第三方提供了符合生产和监管链标准的保证，使每个人都可以轻松地选择ASC认证产品。

ASC实现哪些目标

ASC通过下列方面变革水产养殖规范：

可靠性： 根据ISEAL指南、多利益相关者开放、透明、基于科学的绩效指标制定标准。

有效性： 通过处理主要影响尽量减少商业水产养殖的环境和社会足迹。

附加值： 通过消费者标签推动负责任的做法，从而将农场与市场联系起来。

ASC体系概述

ASC体系由3个部分组成：

1. 水产养殖场标准

ASC与为养殖一个或多个物种（水产养殖论坛已经或正在为其制定标准）的水产养殖经营提供认证服务的独立第三方认证组织合作。

选择种群是考虑到它们对环境和社会的潜在影响、其市场价值、其在全球范围内交易的程度或其在该贸易中的潜力。涵盖的物种包括：鲍鱼、双壳类软体动物（蛤蚌、牡蛎、贻贝和扇贝）、军曹鱼、淡水鲑鱼、龙利鱼、大马哈鱼、鲷鱼、虾和罗非鱼。

2,200多人通过水产养殖论坛参与了ASC标准的制定，其中包括养鱼场主、海产品加工商、零售商、产品服务运营商、NGO、政府机关和研究机构。水产养殖论坛涵盖面广、开放、透明，聚焦于尽量减小水产养殖的环境和社会影响。每次论坛均为一个或一系列水产养殖种群制定标准。标准制定过程遵循ISEAL联盟指南《ISEAL社会和环境标准制定最佳实践规范》。该最佳实践规范符合ISO/IEC指南59《标准化良好实践规范》和WTO技术性贸易壁垒（TBT）协议附录3《标准制定、采纳和应用良好实践规范》。标准基于科学、绩效和指标，适用于全球水产养殖生产系统，涵盖各种类型、各个地点、各种规模的水产养殖经营

2. 经认可的合格评定机构（CAB）开展的独立第三方审核

寻求ASC认证的养殖场聘请经Accreditation Services International GmbH（ASI）认可的CAB（合格评定机构）。只有经过ASI认可的CAB认证的养殖场才有资格向公认产销监管链出售认证产品，该产品才有资格贴ASC生态标签。

认可是对CAB进行评估以判断其根据ASC标准进行认证的能力的过程。认可过程包括每年对各认可CAB及其进行的ASC审核进行一次评估。ASC有唯一指定的ASI为其提供认可服务。ASI完全独立于ASC。ASI总部位于德国波恩，还为森林管理委员会（FSC）和海洋管理委员会（MSC）提供认可服务。尽管名称听起来很相似，但上述各组织均独立于ASC。

ASI负责根据本文件规定的要求对CAB进行评估。所有认可决策均由ASI独立作出。ASC、ASI和CAB的独立性确保审核优质、客观，对全世界的所有客户作出无偏见的认证决策。

3. MSC产销监管链和ASC生态标签

开发的ASC生态标签供经过认证并获得许可的养殖场、加工商和经销商使用，从而确保价值链的各个部分特别是消费者能够方便地识别出ASC认证产品。

ASC生态标签的使用仅适用于通过连续、认证产销监管链销售的产品，该产销监管链确保了认证产品从生产到最终销售点的可追溯性。对于ASC，通过应用MSC产销监管链体系对产销监管链进行认证，ASC CoC要求作为范围添加到MSC产销监管链体系和ASC认证水产产品中。只有来源于ASC认证养殖场并通过MSC认证产销监管链（有ASC CoC）销售的产品才有资格贴ASC生态标签。

正如ASC标准一样，ASC生态标签归对其使用的各个方面进行监管的ASC所有。

目录

简介.....	9
标准目的、根据和适用范围.....	9
标准目的.....	9
标准根据.....	9
标准适用范围.....	9
制定标准的过程.....	10
ASC 双壳贝类标准持续改善.....	12
1. 原则：遵守法律，并遵守养殖活动当地的所有适用法律要求和法规.....	13
1.1 标准：养殖活动当地的所有适用法律要求和法规.....	13
2. 原则：避免、纠正或缓和对栖息地、生物多样性和生态过程造成的严重不利影响.....	14
2.1 标准：离海底和悬浮养殖方法的海底生物影响 1.....	14
2.2 标准：深海效应.....	16
2.3 标准：危急栖息地和物种交互.....	17
2.4 标准：环保意识.....	17
3. 原则：避免对野生物种的健康和遗传多样性产生不利影响.....	18
3.1 标准：引进的害虫和病菌.....	18
3.2 标准：可持续野生幼苗采购.....	18
3.3 标准：引进的非本土养殖物种.....	19
3.4 标准：本土物种养殖.....	19
3.5 标准：转基因动物.....	20
4. 原则：采用环保负责方式管理疾病与害虫.....	21
4.1 标准：疾病和害虫管理实践.....	21
5. 原则：高效地利用资源.....	23
5.1 标准：废弃物管理/污染控制.....	23
5.2 标准：能源效率.....	23
6. 原则：做一名合格的邻居和有责任心的沿海居民.....	25
6.1 标准：社区关系和互动.....	25
7. 原则：以社会和文化负责的方式开发和运营养殖场.....	27
7.1 标准：童工.....	27
7.2 标准：强迫、抵债或强制劳动力.....	28
7.3 标准：歧视.....	28
7.4 标准：健康和​​安全.....	29
7.5 标准：公平体面的工资.....	29
7.6 标准：组织工会与集体谈判的自由.....	29
7.7 标准：非辱骂的惩戒行为.....	30
7.8 标准：工作时间.....	30
附录 I：原则 2 的公式、样本计算和附加背景.....	31
双壳贝类养殖和海底有机质丰度.....	31
浮游植物消耗.....	33
公式和样本计算.....	33
附录 II：本土物种养殖指南.....	35

附录 III: ASC 双壳贝类标准社会方面的指南.....	36
1. 童工.....	36
2. 强迫、抵债、强制劳动力.....	36
3. 歧视.....	36
4. 健康和 safety.....	37
5. 公平体面的工资.....	37
6. 组织工会与集体谈判的自由.....	37
7. 非辱骂的惩戒行为.....	38
8. 工作时间和加班.....	38
附录 IV: 评估悬浮双壳贝类养殖海底影响的实验设计.....	39
1.0 基本原理.....	39
2.0 分层评估.....	39
3.0 取样设计.....	40
4.0 站点位置和数量.....	41
5.0 统计分析.....	44
附录 V: 海洋沉积物中氧化还原剂 (EhNHE) 和“游离”硫化物的测量方法.....	46
1.0 采集沉积物样品.....	46
2.0 氧化还原剂 (EhNHE) 电势.....	46
3.0 “游离” 硫化物.....	48
参考文献.....	50

简介

海产品是全世界最重要的蛋白质来源之一。我们食用的海产品中有一半来自水产养殖，它是世界上增长最迅速的食品生产系统。但是，随着该产业的扩大，它在环境和社会中留下的足迹也在增大。我们必须面对尽量减小这些潜在负面影响的挑战。水产养殖管理委员会（ASC）的目标是促使水产养殖向环保、社会责任型食物来源转变。

为责任型水产养殖生产制定稳健可靠的要求是该转变的基础之一。要求有助于使海产品购买者放心，水产产品不会破坏环境，也不会社会上造成负面影响。购买者能够支持可持续的方式之一是购买根据ASC标准生产的认证产品。

通过多利益相关者过程召集的双壳类动物养殖论坛，为养殖的双壳类动物（蛤蚌、牡蛎、扇贝和贻贝）制定可衡量的基于绩效的要求。ASC双壳类动物标准有利于尽量减小双壳类动物水产养殖对环境和社会造成的潜在负面影响，同时使贝类养殖业经济上仍然可行。虽然ASC双壳类动物标准在养殖场级使用，但它还有利于保护和维持双壳类生产地区的生态系统功能和生态系统服务，人们已经公认不应由水产养殖运营对生态系统整体健康状况负全部责任。

标准目的、根据和适用范围

标准目的

ASC双壳类动物标准旨在为贝类养殖者提供可衡量地证明其养殖经营环境和社会可持续性的方法。

标准根据

根据联合国粮农组织统计，养殖贝类占世界海洋水产养殖的80%。顾客对经过环保认证的海鲜产品需求越来越高，贝类养殖者对能够验证其环保和社会可持续性实践的过程也有需求。

标准适用范围

标准适用的双壳贝类水产养殖范围

ASC双壳贝类标准针对解决双壳贝类水产养殖相关的潜在负面社会和环境问题制定了一些原则、标准、指标和草案要求。标准是指解决问题时需要集中的领域，指标是指为了确定问题的程度需要测量的值，要求是为了证明能够将问题或影响最小化而必须达到的数值和/或性能水平。

标准适用的地理范围和活动范围

ASC双壳贝类标准适用于全球各个地方和规模化滤食双壳贝类水产养殖系统。本对话中将双壳贝类水产养殖定义为在特定区域内对双壳贝类的活体饲养，并且养殖的贝类归某人所有。

海洋保护区和ASC双壳贝类标准

许多形式的贝类水产养殖提供生态系统服务，并具有环境优势，这将使其适应在海洋保护区（MPA）内生长。然而，对有些类型的MPA和某些需要特殊保护的危急物种或海底栖息地存在一定的担忧。尽管有许多MPA和贝类养殖方法，但是要确定特定的MPA是否允许贝类养殖超出了这些要求的范围。

标准适用的认为单位

认证单位是指将要进行合规性评估与监控的特定水产养殖活动范围。养殖活动的规模差异较大，确定需要进行合规性评估的实体时应当谨慎考虑。由于这些要求的焦点集中在养殖上，认证单位通常包括单个养殖场或其他养殖单位。

认证单位还包括那些集体被视为相关水产养殖活动的养殖小组，尤其对于养殖相同物种病采用相似管理体制的小规模养殖场。例如，它们可能相互邻近、共享资源或基础设施、共享景观单元（例如海湾或水体）和/或拥有相同的养殖系统。养殖场也具有累积效应，这通常是主要环境问题。确定认证单位时，要求考虑适当的空间规模和潜在累积效应水平。认证机构将确定最终认证单位和审查程序。

制定标准的过程

ASC双壳贝类标准要求是通过与广泛和多样化的利益相关者（例如养殖者、非政府组织、研究人员、政府代表、科学家、买方和联合企业）小组展开透明且一致的讨论之后制定。其过程包括以下步骤：

- 世界野生动物基金会（WWF）通知国际社会和环境认证和标签联盟（ISEAL）其打算将制定社会与环境标准良好的实践规范应用于双壳贝类水产养殖对话。ISEAL批准该步骤，并接受WWF作为附属会员，代表WWF协调的所有水产养殖对话。
- 参与双壳贝类水产养殖对话是一项志愿过程，任何有兴趣加入双壳贝类水产养殖的人都可以参与。
- 为了使更多人参与，双壳贝类水产养殖对话成立大会 — 以及后来的双壳贝类水产养殖对话会议 — 在水产养殖对话官网、海鲜产品贸易出版物和关键利益相关者阅读的其他刊物上公布。关键利益相关者也受WWF和其他人邀请参加双壳贝类水产养殖对话，以便确保对话的可信度。
- 总共在三个最初目标区域（北美、欧洲和新西兰）召开了八次双壳贝类水产养殖对话会议。
- 双壳贝类水产养殖对话参与者就双壳贝类水产养殖相关的七大关键环境和社会问题以及解决每个问题的原则达成一致。

- 双壳贝类水产养殖对话参与者就对话的目标和理由以及制定要求的过程达成一致。
- 双壳贝类水产养殖对话参与者就标准制定的管理结构达成一致。包括以下内容：
 - 区域咨询小组由许多代表不同区域内对双壳贝类水产养殖感兴趣的不同领域的利益相关者组成。区域咨询小组负责选择全球指导委员会（GSC）成员、咨询GSC并对GSC制定的草案要求做出评论。
 - 创立主要决策机构：全球指导委员会（GSC）是双壳贝类水产养殖对话的主要决策机构。GSC由从北美、欧洲和新西兰各区域咨询小组中选出的三至四名代表组成。
 - GSC决策通过整个对话、其所代表的区域咨询小组、技术专家和外部利益相关者传达。
- GSC草拟的对于双壳贝类水产养殖的环境和社会要求采用由双壳贝类水产养殖对话参与者提供的信息和意见。
- 第一份双壳贝类水产养殖对话标准草案于2009年10月1日至11月31日发布供公众评论。在修订标准文件时，GSC考虑了在公众评论期间收到的评论，并尽力采纳利益相关者的反馈。
- GSC最终制定了一份推广方案，确保新的利益相关者可持续参与该过程。在越南实施小范围养殖者推广，并在中国青岛和悉尼、澳大利亚召开研讨会，以便听取对草案要求的意见，并请求更多额外的利益相关者和利益相关者小组参与双壳贝类水产养殖对话。
- GSC成员与行业、研究和政府代表在加拿大爱德华王子岛会面，以便获得对于草案要求的额外反馈，并探讨加拿大东部贝类养殖行业的担忧。
- 草案要求终稿被翻译为日文和西班牙文版本，并派发给关键利益相关者小组。智利WWF与来自智利行业的代表召开了推广研讨会，以便听取对于标准草案的意见。
- 2010年2月1日至4月31日第二次发表双壳贝类水产养殖对话标准，供公众评论。在最终确定双壳贝类水产养殖对话标准时，GSC考虑了在两次为期60天的公众评论期间收到的所有评论。
- 审查员检查表、详细介绍为确定是否满足要求所采用的方法的指导文件以及解释养殖者为满足要求所采取的具体步骤的更好管理实践（BMP）对本文件做出了补充。对于没有能力检验为满足或超出双壳贝类水产养殖对话标准所采用的新的和创新方法的养殖者，BMP手册尤为有用。
- 有关双壳贝类水产养殖对话过程的额外信息，包括会议概要和演讲，请浏览 www.worldwildlife.org/bivalvedialogue
- 2011年5月，正式将标准提交给水产养殖管理委员会。
- 2011年10月，标准被重命名为ASC双壳贝类标准。

ASC 双壳贝类标准持续改善

如ISEAL — 制定社会与环境标准良好的实践规范中所述，

应定期对标准进行审核，以便确定其满足所述目标的持续相关性和有效性，必要时，及时加以修订。

在制定ASC双壳贝类标准时暗示，数值或性能水平将随着时间增加或减少，以便反映新数据、改善的实践和新技术。这些更改将减少影响，不会增加影响。更改其他部分要求也可被视为是一种奖励性能优化的方式，由于科学技术要求更高的精确性和有效措施，ASC应保持开放，在ASC标准范围内采用这些新发现。

1. 原则：遵守法律，并遵守养殖活动当地的所有适用法律要求和法规

问题：原则1用于确保所有根据ASC双壳贝类标准进行认证的养殖场均履行其法律职责，这是基本要求。遵守法律将确保养殖者满足最基本的环境和社会要求，并且这是要求生效需要依据的平台。

1.1 标准：养殖活动当地的所有适用法律要求和法规

指标	要求
1.1.1 证明符合进行养殖生产当地的所有适用的法律要求和法规（例如许可、授权、租赁证据、特许权和土地和/或水使用权）	是

基本原理—双壳贝类水产养殖活动必须至少遵守国家和当地法律。ASC双壳贝类标准可制定法律规定范围以外的可持续性要求，但是对于任何水产养殖活动的基本要求必须是遵守养殖所在国家的法律义务。强迫养殖者采取措施的法律优先于志愿要求（例如利用要求中不允许的方法强制性控制入侵物种）。

2. 原则：避免、纠正或缓和对栖息地、生物多样性和生态过程造成的严重不利影响

问题：与双壳贝类水产养殖相关的潜在环境顾虑的主要领域之一是养殖的强度及其对养殖活动附近生态社区的影响。由于双壳贝类是在动态沿海环境下养殖，因此很难采用各农场一致的方式衡量养殖的生态系统影响。为了克服这一挑战，对话根据初步风险评估开发了一种分层方法，随后根据当地的现场条件提高监控水平。此外，经一致同意，为了检验环境的可持续性，要求还必须解决特定区域内多个养殖场的累积影响。

2.1 标准：离海底和悬浮养殖方法的海底生物影响 1

指标	要求
2.1.1 在养殖场下方测得的海洋表层沉积物（距离海洋表层0-2厘米）中“游离”硫化物总量的可接受水平与控制点对比 ²	$\leq 1500 \mu\text{M}$ ，需要每五年监控一次 $\geq 1500 \mu\text{M}$ 且 $\geq 3000 \mu\text{M}$ ，需要每年监控一次
2.1.2 在养殖场下方测量的海洋表层沉积物中不可接受的总“游离”硫化物水平与控制点对比	$\geq 3000 \mu\text{M}$
2.1.3 如果自然背景硫化物水平超过 $3000 \mu\text{M}$ ，年度S浓度不得明显 ³ 超过在养殖场外部基准地点 ⁴ 测得的水平	是

¹ 采用海底内或海底上饲养方法的养殖场无需评估海底有机浓缩。这些标准主要针对离海底和悬浮养殖活动，每个区域的储存生物量比利用海底养殖方法可实现的多。有关其他基本原理，请参见附录I

² 取样设计和硫化物方法与标准一样作为独立文件

³ 统计显著性（即95%置信区间）

⁴ 在开始任何贝类养殖活动之前，自然海底幻境已经富含有机物质的区域内允许进行养殖活动

<p>2.1.4 在申请人首选生物方法或者法律机构已经强制规定使用生物方法的区域内，可通过直接分析底栖生物群落结构（即海底生物调查）取代硫化物分析⁵</p>	<p>是</p>
<p>2.1.5 允许在更广泛的生物系统中提供特别重要的基本生物或生态功能的区域内进行双壳贝类水产养殖⁶</p>	<p>无</p>

基本原理—双壳贝类水产养殖通常会导致养殖场底部和附近有机沉积物增加。沉积物中过多有机物堆积和矿化会通过氧耗竭和硫化氢（H₂S）的有毒作用对海底生物造成影响。由于有机物沉积、缺氧（低氧和缺氧）和H₂S有毒作用而对底栖生物群落的影响是众所周知的（例如Pearson和Rosenberg, 1978, 哈格雷夫等人, 2008年下半年），包括改变对底栖生物群落的规模和结构。科学文献中已经提出多项有机质丰度指标和影响分类系统。评估海底栖息地环境质量的生物指标包括从简单的物种丰度指标到较为复杂的统计方法。这些经典的大型生物分析方法直接针对我们的目标 — 评估对于海底生物群落的潜在影响。但是，对数值丰度和生物量的归类描述与测定需要经过高度训练的人员超长时间工作，相关费用对于常规性现场评估和监控来说属于禁止性的。

表面（0-2 cm）沉积物中“游离”硫化物（S₂）总量是一项检验贝类水产养殖对于底栖生物群落有机质丰度影响的具有成本效益的指标。通常，各种生物和地球化学变量与有机质丰度梯度的表面沉积物中S₂总含量之间的变化具有一致性（参见哈格雷夫等人, 2008年上半年）。也考虑其他矩阵，例如氧化还原电势、沉积氧需求量、沉积物有机质含量以及底栖生物多样性指标。由于测量具有挑战性、成本高昂和/或固有变差，因此将这些拒绝。更多有关总游离硫化物测量基本原理的信息，请参见附录I。

除了测量“游离”硫化物总含量外，海底视频/图像也是一种相对合算的方式，可快速确定养殖场底部的沉积物是否已经低氧，或者农场底部或附近的海底条件是否对因生物沉积作用引起的有机负荷增加尤其敏感。如果海底视频/图像反映底层非沉积，并且没有敏感性海底栖息地，那么双壳贝类水产养殖活动造成不利的海底影响的风险较低。

⁵ 需要评估生物指标决策阈值，以便确保与为要求2.1.1中总“游离”硫化物含量标注的阈值等同。已经出版了几篇论文，将特定的底栖生物硫化物水平与底栖生物的生物多样性指标关联。有关示例，请参见参考章节（例如哈格雷夫等人, 2008）

⁶ 包含生物结构的区域不特别适应沉积或有机浓缩（例如多毛虫堆、苔藓虫堆、双壳贝类床和海藻或海绵园，组成其他底上动物结构）

2.2 标准：深海效应

指标	要求
2.2.1 清除时间 ⁷ （CT）与保留时间 ⁸ （RT）之间的比 （如果附录I中定义的水体内所有养殖场的面积，包括认证单位，小于水体总面积的10%，要求2.2.1和2.2.2不需要适用）	>1
2.2.2 如果清除时间小于保留时间，清除时间与初步生产时间 ⁹	>3
2.2.3 如果养殖场或养殖场组能够通过更加全面的承载力模型证明，总的来说它们不超过其所处的适用水体的生态承载力，则可证明符合要求2.2.1或2.2.2	是

基本原理—双壳贝类养殖生产能够超过其所处水体的生态承载力。生态承载力被定义为库存货养殖密度，超过该密度时，开始呈现不可接受的生态影响（英格利斯等人，2000）。在水体内的所有双壳贝类养殖场（包括申请方场地）消除的浮游植物超过生态系统补充供应的能力并对野生和养殖群体产生不利条件时，这将出现。ASC双壳贝类标准利用相对简单的计算解决了这一问题，将双壳贝类群体清除水体所需的时间（清除时间—CT）与潮汐和水体齐平所需的时间（保留时间—RT）对比。有关承载力测量的原理和特定公式，包括定义适用水体边界的协议，请参考附录I。在超出承载力时，养殖场区域应当有或者依照海湾管理方案解决多个养殖场带来的潜在累积深海效应。

⁷ 清除时间是指主要双壳贝类库（野生和养殖）清除海湾或区域水体体积（即地点没有清晰的边界）所需的天数。主要物种调查应当依据一年中最高的现存量。计算依据双壳贝类组（贻贝、扇贝、蛤蚌和牡蛎）公布的清除速度数据

⁸ 保留时间是潮汐将水体积冲洗到等同于海湾或水体体积的天数

⁹ PPT是更换海湾浮游植物现存量所需的天数（即浮游植物群体增长时间）。PPT是浮游植物生物量（B）年度平均值与系统内浮游植物初步生产（PPP）的比。B可通过叶绿素测量值、公布的数据或卫星预测预计，假设碳与叶绿素的比为50。PPP可从公布的结果或模型预测获得。

2.3 标准：危急栖息地和物种交互

指标	要求
2.3.1 有关危害临危/濒临灭绝的物种 ¹⁰ 或者其居住的栖息地的许可	无

基本原理—有些双壳贝类养殖场所处的位置内有濒临灭绝的物种生存所必需的危急栖息地。为了保存当地生物多样性，ASC双壳贝类标准必需考虑双壳贝类水产养殖对危急栖息地和物种造成的潜在风险。为此，在拟定的要求中，禁止养殖活动对濒临灭绝的物种或者其所居住的栖息地造成不利影响。这尤其适用于采用清淤方式收获成熟养殖物的贝类养殖活动。尽管我们未排除海底养殖可能通过认证，但是如果会对濒临灭绝的物种或其所居住的栖息地带来重大威胁，则不允许进行清淤。

本对话确认收获方法，例如清淤（无论是“干式”清淤还是采用松动土壤的喷水方法）或用手耙子耙，会干扰海底生物，并且会造成非目标机制（例如蠕虫和螃蟹）出现一定的死亡率。但是，当养殖者租赁挖掘机时，他们准确地知道应该在哪里挖掘，并且采用高效和系统的方式收获养殖的贝类。

大部分贝类养殖都在有砂子和淤泥的沿海浅水区。这些水域中居住的物种非常适应风暴和波浪的周期性扰动。（DeAlteris等人，1999）这些环境内的物种通常是机会主义者，能够快速移植到扰动区域底部，并且能够忍受高负荷的悬浮沉积物。（Coen，1995）研究表明这些环境将在几周或几个月内从清淤收获中恢复。也许最重要的是，贝类养殖者在收获之后重新放入幼苗（通常更换贝类）。它们允许幼苗在几个月（有些情况下，长达6年）内不受干扰的生长，更换并改善为许多物种提供重要栖息地的坚固底层。据观察，养殖底部通常比附近没有贝类养殖的区域或者野生收获渔民经常清淤的区域更具有多样性且生产力更高。（DeAlteris等人，2004）

2.4 标准：环保意识

指标	要求
2.4.1 环境培训证据、符合区域行为准则或实施环境管理方案环境培训证据、符合区域行为准则或实施环境管理方案。	需要

基本原理—为确保养殖活动不会对其所处的区域的生态完整性造成不利影响所采取的最终措施是保证养殖者具有一定的环保意识。可通过要求养殖者出示环保培训/教育或者遵守一系列环保实践规范和/或管理方案的证据来实现。

¹⁰ 参见国家法律定义，或者国际自然保护联盟临危物种红色清单。

3. 原则：避免对野生物种的健康和遗传多样性产生不利影响

问题：双壳贝类水产养殖可能通过引进养殖的物种和外来害虫与病原体对野生群体带来风险。在没有适当的潜在风险评估的区域内引进物种时，可能会增加捕食和竞争、疾病、栖息地破坏、基因库改变，有时候会造成灭绝。采用育苗场养殖本土物种的养殖场有可能会影响附近自然群体的遗传多样性。

3.1 标准：引进的害虫和病菌

指标	要求
3.1.1 评估前10年内不合法地在养殖场内引进非本土物种、害虫或病菌的许可	无
3.1.2 符合既定协议的文件，或以下适用最佳管理实践的的证据，以防止和管理疾病以及害虫引进幼苗和/或养殖场设备。	需要

基本原理—水生生态系统中生物多样性丧失的主要原因是引进了外来物种。历史上，贝类资源管理者经常引进非本土物种来克制或逆转生长过多和栖息地退化的影响。这些措施使得有些沿海海洋生态系统出现深度改变。引进贝类带来的生态和基因风险非常明显，但是数量又不够产生或预测不可能的影响。

（NRC 2004）例如，太平洋牡蛎长牡蛎从日本引进到除南极洲以外的所有大陆。（Mann 1979）其生态影响从不容易发现到取代本土物种。如今对相关双壳贝类水产养殖引进的风险可能过于夸张（Naylor 等人，2001），因为已经几十年未引进新的非本土双壳贝类物种进行水产养殖。双壳贝类水产养殖以外的机制引进（例如通过压舱水和宠物以及活体海鲜贸易）可能对海洋生物多样性造成较大威胁。

3.2 标准：可持续野生幼苗采购

指标	要求
3.2.1 不包括幼虫收集，证明未从开放道路、未管理的源头收获到采购或收集的野生幼苗	需要

基本原理—不同地理区域内本土物种移动会对野生群体的遗传多样性带来风险。关于从鲑鱼网养殖中逃出，已经讨论了该问题。但是，鲑鱼群体与贝类群体不同，其返回性以及天然淡水发源地的适应性使其具有高度结构化。另一方面，海洋贝类有广泛分散的浮游幼体，在广泛的空间内其遗传分化通常最小。（Hedgecock等人，2007a）

就在养殖场苗种内引进野生幼苗而言，这种移动的问题在贝类水产养殖中最常出现。对于依赖野生幼苗移动的贝类水产养殖活动的环境要求使得必须评估过度捕捞野生资源库再生可持续性的潜在风险。因此，如果养殖者运输从其他地区收集的幼苗或幼卵，或者在本地收获过量的幼苗，那么必须进行评估，以确定收集野生幼苗进行养殖的方式是否会对当地双壳贝类群体的补充或统计造成不利影响。为此，使用来自开放来源、不受管制的来源的野生幼苗的养殖场将无法通过认证。

3.3 标准：引进的非本土养殖物种

指标	要求
3.3.1 引进非本土养殖物种的负责证据 ¹¹	需要

基本原理—大部分养殖区域已经制定了有关引进外来动物和植物的严格要求，但是监管与实施可能不够充分，无法防止蓄意或意外引进事件。如果法律允许引进非本土双壳贝类物种（例如无害物种白名单中标记的物种），减少辅助引进的最佳措施是遵守国际海洋考察理事会（ICES 2005）行为准则。

3.4 标准：本土物种养殖

指标	要求
3.4.1 对于育苗场培育的幼苗，须记录为解决物种和预备幼苗的地理区域物种担忧所采取的措施（参考附录II）	需要

基本原理—由于全球贝类水产养殖的大部分（并且不断增长）依赖育苗场传播的幼苗，因此必须了解并改善潜在风险。除了可能减少附近野生群体的遗传多样性，育苗场贝类水产养殖业会对自然群体的合适或适应性造成影响。

¹¹ 至少，养殖场必须获得证明有关引进外来物种的符合ICES指南的许可以及有关寄生虫和病菌的ICES要求认证。

将遗传分歧的群体混合所产生的部分风险与迁移面临的风险相同，如上所述，对于双壳贝类软体动物非常小，因为在自然群体中，其基因流动非常高。另一部分风险是在育苗场环境下有意或无意的人为选择（人工选择）不可避免地改变基因。例如，在贝类育苗场中通常使用细孔筛，以便从幼苗培育中挑选小的。这种方式可用于快速幼体发育。如果这种特性与定位后生存和生长呈负相关，并且如果通过普遍养殖幼苗，这种选择的育苗苗种将使本地群体陷入困境，然后野生群体再生成功将严重减少。许多特点将进行这种人工选择。不幸的是，没有关于育苗场实践基因影响的资料；事实上，设计实验来衡量育苗和自然栖息地处幼苗的基因型与试点的互作效应很有挑战性。尽管如此，仍然可以采用适当的设计和监控来管理幼苗增多对于基因多样性或适应性的风险。（Hedgecock和Coykendall，2007）

必须保证育苗苗种的有效规模大，以免出现近亲繁殖和随意基因改变。其他降低育苗贝类水产养殖基因风险的最佳方式包括使用本地亲贝苗种、在产卵季节和每年间移动苗种，以及避免将育苗传播苗种作为苗种放回到育苗处。由于进行人为选择，因此这些方式可降低累积基因改变的风险。但是，设计可最大限度减少培育苗种与野生苗种之间差异的方式也可防止养殖的苗种出现归化和遗传改良，长期后，将使水产养殖的效率明显提高。

消除野生与育苗苗种之间交互作用的风险（因而允许双壳贝类软体动物本地化和遗传改良）的一种方式使养殖的苗种不育。通常将三倍体引入贝类，以便减少繁殖、转移生长能量并在正常产卵季节提高肉质。（Allen和Downing 1986；Neil 2002）由于三倍体能有效地不育，在贝类水产养殖中使用将明显减少养殖和野生本土或归化苗种之间的基因流。但是，三倍体无法长期防止引进非本土养殖物种。（NRC 2004）目前通过将来自四倍体雌性的精子使二倍体卵子受精产生三倍体幼苗。（Guo等人，1996；NRC 2004）环境中繁殖成分四倍体苗种的生物安全性是刚开始解决的问题。（Piferrer等人，2009）早期对于四倍体太平洋牡蛎的经验表明它们目前不够坚固，无法超过二倍体苗种。

3.5 标准：转基因动物

指标	要求
3.5.1 养殖转基因 ¹² 动物的许可	无

基本原理—养殖转基因动物通常会有一些对野生群体基因影响的其他问题。为此，根据本要求，不允许养殖转基因动物。

¹² 从其他物种引进的基因

4. 原则：采用环保负责方式管理疾病与害虫

问题：在任何形式的精养养殖中，疾病管理都是一个重要问题。ASC双壳贝类标准努力管理疾病和害虫，以便将对周边生态系统产生的影响最小化。

4.1 标准：疾病和害虫管理实践

指标	要求
4.1.1 在养殖场喷诱变、致癌或致畸杀虫剂的许可，或养殖动物	无
4.1.2 对海洋环境或养殖场或养殖场动物喷有毒化学品的许可	无
4.1.3 对属于害虫或捕食动物的危急物种 ¹³ 仅进行非致死管理（例如驱除、遏制和移动）	是
4.1.4 在捕食动物网使用测深线或铅沉子的许可	无
4.1.5 使用爆炸物的许可	无

基本原理—贝类养殖者所面临的一些最具挑战性的问题包括控制和管理疾病、病原体、害虫和污损生物。大部分贝类物种易受寄生、细菌和病毒性疾病影响。（Bower & McGladdery 1997）低水平亚致死感染几乎是常规性的，并且大量死亡也很常见。贝类是具有基本免疫系统的原生生物，一旦离开育苗场，为大量动物投放药品或抗生素将非常昂贵。也许控制疾病传播的最佳方式是采用管理实践，需要对动物进行病理检查，以便确保受感染的动物不会进入到目前没有地方感染的区域。长期的选择性繁殖计划通过放大基因对于抗疾病的倾向来模拟自然，这在限制已经具有本地性的疾病的影响方面也有希望。

污损控制对于许多贝类养殖者来说也许的最具挑战性的。养殖者用于保护其养植物免遭捕食者捕食的壳体、绳子和各种容器产生的牢固底层为许多污损生物提供了理想的栖息地，包括海藻、其他贝类、藤壶和许多被囊和苔藓虫类物种。污损生物阻挡富含食物的水流动，通常竞争吃食，并使端部产品的质量、外观和价值下降。

¹³ 根据国家法律定义或IUCN临危物种红色清单。

污损生物能快速占据清洁的地方，重量在几周内增长为养殖生物的两倍以上。有些养殖者预计30%的运营成本将用于污损控制。（Adams等人，2009）控制措施包括躲避（例如暂时或从空间上保持生物远离幼体期的污损生物）、机械移除（例如刮除、刷或电动冲洗）以及杀死污损生物（例如空气干燥或滴入各种苛性碱溶液，比如盐水、醋酸或石灰）。大部分溶液已经在海水中发现（盐或CaCO₃），只要处置得当（允许适当稀释），对非目标生物的影响即可降低。

害虫和捕食动物者对贝类养殖者也有重大威胁，高密度贝类（尤其是幼小贝类）对螃蟹、海星、鱼、鳎形目鱼、食肉蜗牛和潜鸟会造成威胁。未受保护的植物在几周内死亡率近100%并非少见。养殖者应提供大量捕食者驱逐设备，以便保护其养殖产品，从网袋到成卷的网，与保护果树免受鸟啄所用的类似。对于在有些情况下通过法律规定的致死控制措施保护的鸟类，养殖者必须依赖驱逐屏障或忌避剂，例如激光和噪声，与土地种植类似。对于更多原生捕食动物，例如海星、贝壳和螃蟹，养殖者通常采用屏障和诱捕相结合。新英格兰牡蛎养殖者自从19世纪80年代其，拖动海星拖把（即大型重棉绳，将海星缠入，然后浸入沸水桶）。历史上，他们还用过生石灰（CaO₂）控制海星和穿蛎贝（尾喇叭螺）。许多管辖权仍然强制对在遇到海星时对其进行致死控制。

由于任何措施都会产生一定的影响，因此这些要求必须确保影响是局部的、短暂的以及可逆转的。还必须确保所采取的措施不会对濒临灭绝的物种造成伤害，或者对危急栖息地产生永久影响。

5. 原则：高效地利用资源

问题：尽管贝类养殖是所有集约/半集约化食物生产系统中碳排放量最低的，仍然能够合理地预计贝类养殖场的高效性，并且能够可持续利用能源。此外，适当的废弃物管理和污染控制对于最大限度减少养殖活动对环境的影响也非常重要。

5.1 标准： 废弃物管理/污染控制

指标	要求
5.1.1 减少废物（例如重新利用和回收）计划证明	是
5.1.2 适当储存和/或处置生物废弃物的证据	是
5.1.3 适当储存和/或处置化学和氢氧化合物废弃物的证据	是
5.1.4 因养殖生产产生的化学品/烃的防溢和响应方案	需要

基本原理—贝类养殖者还应负责废弃物处置，并防止有害化学品和氢氧化合物溢漏。养殖活动应有充足的预防和响应方案，并且养殖场员工应当接受必要的培训，以便适当处置废弃物，并防止和管理化学品与氢氧化合物遗漏情况。

5.2 标准： 能源效率

指标	要求
5.2.1 有关生产的能源使用监控以及为提高能源效率采取的措施的证明	是
5.2.2 养殖场设备（例如船和发电机）的维护记录是最新的，并且有效	是

基本原理—气候变化和人类 CO2 排放相关的影响是这一代和未来几代人面临的最大的环境挑战。因此，食品生产中的能源消耗成为主要关注。因而，要求中规定：应当持续监控养殖场的能源消耗，并且养殖者应当采取措施提高效率、减少能源资源消耗，尤其是有限的资源或碳基资源。

6. 原则：做一名合格的邻居和有责任心的沿海居民

问题：贝类水产养殖通常位于受养殖活动影响的社区附近。因缺少有关如何使用沿海资源的协议引发的冲突会对双壳贝类养殖经营的社会可持续性造成严重影响。

6.1 标准：社区关系和互动

指标	要求
6.1.1 可见的浮标必须采用统一的颜色，法律另行规定时除外（如果适用于种植区域）	需要
6.1.2 可见养殖场结构的统一定位和定向，法律另有规定时除外（如果适用于种植区域）	需要
6.1.3 采用开路电池Styrofoam制造浮标的许可	无
6.1.4 如果从养殖场发出的噪音、灯光和气味会影响其他人，请将其最大限度减少（如适用于种植区域）	需要
6.1.5 符合所有适用航行规则和法规的证据	需要
6.1.6 记录为根据当地条件对装置丢失做出响应而清除放流海岸线	需要
6.1.7 可在养殖场发现大型装置（例如浮标、笼子、袋子、捕食动物网和架子）（如果适用于养殖区域）	是
6.1.8 为装置恢复提供设备（例如捞网和抓升钩）	需要
6.1.9 有机制（例如用于收集丢弃装置的保险或工业协议）来停止废弃养殖场的运作	是
6.1.10 冲突解决协议，包括公共可用的投诉登记和解决投诉的尽职调查证据	需要

6.1.11 推广的证据（例如会议记录、时事通讯、咨询社区和原住民或者与记录的推广计划合作的成员资格）	需要
6.1.12 确认原住民权利的证据（如适用于养殖区域）	需要

基本原理—养殖者与周边社区之间可能出现冲突。养殖者负责保持养殖场清洁有序且不妨碍航行，从而最大限度降低潜在的影响。应通过可验证的冲突解决政策解决养殖者与周边社区之间产生的冲突，该政策对社区的投诉做出响应，并及时地予以解决。社区权利及与养殖者、养殖者小组和企业养殖场之间的互动较为复杂，通常是动态性的。这些要求的目的是使社区能够清晰、透明地与养殖者交流，对于养殖者，目的是通过积极的方式与社区交流，同时负责保留其养殖场。

7. 原则：以社会和文化负责的方式开发和运营养殖场

问题：应当采用社会负责的方式进行双壳贝类水产养殖，以便确保养殖活动为工人和当地社区带来福利。在贝类养殖场上工作的工人的权利很重要，并且养殖场的工作条件应当确保员工平等且同岗同酬。合适的养殖场条件包括不雇佣童工、无强迫性劳动力且无歧视。投诉程序和对检举人的保护对于实现并保持公平平等的工作条件非常重要。社会负责的贝类养殖应当通过安全卫生的工作条件以及对工人和管理人员进行相关培训来确保工人的健康与幸福。有关对以下社会要求的其他指南和定义，请参考附录 III。

7.1 标准：童工

指标	要求
7.1.1 童 ¹⁴ 工 ¹⁵ 事件	0

基本原理—遵守本节中的童工规范和定义表示遵守国际劳工组织（ILO）和国际惯例中规定的重要童工和年轻工人保护条例。¹⁶ 由于儿童的生理发展、知识和经验受其固有的年龄限制，因此尤其容易受经济剥削伤害。儿童需要充足的时间享受教育、发展和玩耍，因此，严禁儿童长时间工作，以免危害¹⁷其生理或心理健康。为此，设计有关童工的要求，以保障儿童和年轻工人在经过认证的水产养殖活动中的权益。

¹⁴ “儿童”是指任何年龄在15岁以下的人。如果最低年龄法规定工作或强制入学的年龄较高，则较高的年龄将适用。但是如果当地最低年龄法规定是14岁，根据国际劳工组织（ILO）惯例138项下发展中国家例外情况，则较低的年龄将适用。

¹⁵ “童工”是指任何由年龄小于儿童定义中规定年龄的儿童执行的工作，ILO惯例138第7条中规定的轻量作业除外。

¹⁶ “年轻工人”是指任何年龄在上述儿童年龄与18岁之间的工人。

¹⁷ “危险工作”是指工作的性质或实施工作的环境可能对工人的健康或安全造成伤害的工作。

7.2 标准：强迫、抵债或强制劳动力

指标	要求
7.2.1 强迫 ¹⁸ 、抵债 ¹⁹ 或强制劳动力事件	0

基本原理—强迫劳动力—例如奴隶、债奴和贩卖人口—这在世界许多行业和地区中引起热切关注。应确保合同条款清晰，并且员工能够理解，这对于确定劳动力并非强迫性非常重要。若工人不能自由离开工作场所和/或雇主扣押工人的身份证原件，将被视为非自愿就业。应始终允许员工离开工作场所并管理其自身的业余时间。雇主严禁扣押工人的身份证原件。遵守这些政策，才能确定水产养殖活动未雇佣强迫性、抵债性或强制性劳动力。

7.3 标准：歧视

指标	要求
7.3.1 歧视事件 ²⁰	0

基本原理—根据某些特征（例如性别或种族）不平等对待员工违反了工人的人权。此外，工作环境下广泛的歧视会对总体贫困和经济发展速度产生负面影响。许多工作环境中存在歧视，并且歧视的形式多种多样。为确保在经过认证的水产养殖场不会出现歧视，雇主必须通过官方反歧视政策、同岗同酬政策以及明确的有效歧视投诉提起、记录和响应程序证明其对公平的承诺。证明其遵守这些政策和程序的证据（包括工人证词）说明最大限度减少歧视现象。

¹⁸ “强迫劳动力”是指从任何受到处罚威胁的人员榨取的所有工作或/或服务，该人员并非自愿，或者此类工作或/或服务被认为是偿还债务。“惩罚”包括罚款和体罚，例如丧失权利和优待或者限制移动（或扣押身份证件）。

¹⁹ “抵债劳动力”是一个人被雇主或债主强迫工作来偿还欠信贷机构的经济债务的情况

²⁰ “歧视”是指任何区别、排斥或偏好，能够使机会或对待平等性无效或受损。并非所有区别、排斥或偏好都是歧视。例如，同情或根据业绩加薪或红利本身并不是歧视。为了支持来自某些未被充分代表的群体的人的正面差别待遇在有些国家是合法的。

7.4 标准：健康和安

指标	要求
7.4.1 所有健康和安事故和违反情况均将记录，并采取必要的校正措施	是
7.4.2 可为所有员工提供职业健康和安培训	是
7.4.3 有关作业相关事故或伤害的员工医疗费用保险（事故或受伤）的员工责任和证明，另有规定除外	是

基本原理—在发生事故、受伤或违法时，公司必须加以记录并采取校正措施找出事件的根本原因，纠正并采取措施防止未来发生类似事件。对员工进行持续有效的健康和安实践培训是一项重要的预防措施。最后，尽管许多国家法律规定雇主需承担作业相关事故和伤害的责任，但是并非所有国家均有此规定，并且并非所有员工（例如有些情况下，移民和其他工人）将受此法律保护。

7.5 标准：公平体面的工资

指标	要求
7.5.1 支付公平体面的工资	是

基本原理—工人应享受公平平等的薪资报酬。公司政策和法规还禁止将扣薪作为惩戒措施。应采用方便工人的方式支付薪水。

7.6 标准：组织工会与集体谈判的自由

指标	要求
7.6.1 员工有权自由组织工会和集体谈判	是

基本原理—拥有组织工会和集体谈判的自由是工人的一项重要权利，因为这确保在谈判公平赔偿时，工人与雇主之间存在更加平衡的权利关系。尽管这并不意味着经过认证的水产养殖活动的所有工人均必须加入工会或类似的组织，但是不得禁止工人加入此类组织（如果存在）。如果不存在或者不合法，公司必须明确其希望通过工人自由选举的代表结构来参与集体谈判。

7.7 标准：非辱骂的惩戒行为

指标	要求
7.7.1 养殖场上出现的辱骂惩戒行为事件	0

基本原理—工作场所惩罚的原理是改正不当行为，并保持有效的员工行为和表现。但是，辱骂性惩戒行为违反了工人的人权。惩戒措施的重点应当是完善工人。经过认证的水产养殖活动禁止采用威胁性、羞辱性或打击性惩戒措施，这些会对工人的生理和心理²¹健康或自尊产生负面影响。支持附录III中所述的非辱骂性惩戒措施的雇主以及工人证词的证据应表明经过认证的水产养殖活动未采用辱骂性的惩戒措施。

7.8 标准：工作时间

指标	要求
7.8.1 违反或误用工作时间和加工法律或期望的事件（详细信息请参考附录III）	无

基本原理—滥用工作时间是许多行业和地区普遍存在的问题。长时间加班的工人的工作生活将失去平衡，并且疲劳引发的事故发生率也较高。根据更好的措施，允许参与经过认证的水产养殖活动的员工超过正常工作周时间 — 在一定的范围内，但是必须获得加班费补偿。²²对于补假、工作时间和补偿费用的要求应当减少加班的影响。

²¹ 精神虐待：特点是故意使用暴力，包括口头辱骂、隔离、性骚扰或种族骚扰、恐吓或身体威胁

²² 加班费：高出正常工作周费用的报酬。必须符合国家法律、法规和/或行业标准。

附录 I：原则 2 的公式、样本计算和附加背景

双壳贝类养殖和海底有机质丰度

贝类水产养殖可能改变生态系统的主要方式之一是通过增加有机物的沉积。通过过滤悬浮有机物并将包装更改为更大、更快下沉的颗粒（排泄物和伪排泄物），贝类可增加有机物质向海底的流量。对海底栖息地和群落上贝类水产养殖海底有机质丰度的研究得出一组连续的结果，从未发现或发现很少负面影响（Baudinet等人，1990；Grenz等人，1990；Hatcher等人，1994；Grant等人，1995；Shaw，1998；Chamberlain等人，2001；Crawford等人，2003；Harstein和Rowden，2004；Anderson等人，2005；Mallet等人，2006；Miron等人，2005；Lasiak等人，2006）到养殖场内的明显变化（Dahlbeck和Gunnarsson，1981；Mattsson和Linden，1983；Kasper等人，1985；Tenore等人，1985；Jaramillo等人，1992；Chililev和Ivanov，1997；Mirto等人，2000；Stenton-Dozey等人，1999、2001；Chamberlain等人，2001；Christensen等人，2003；Smith和Shackley，2004；Harstein和Rowden，2004；Otero等人，2006；Giles等人，2006；Metzger等人，2007；Cranford等人，2009）以及在沿海生态系统（哈格雷夫等人，2008）。海底影响的程度和范围始终根据现场确定，其弱点取决于控制废弃有机物输入的因素确定（例如贝类生产的规模、持续时间和强度、养殖方法、悬浮物浓度和食品利用率以及效率）和控制当地环境同化能力的水道测量及物理因素（例如水深、沉积速度、水流和风速）。

双壳贝类生物沉积速度与喂养速度相关，部分取决于动物大小以及养殖的物种。确定海底有机供应的主要因素是养殖场内储存的双壳贝类总生物量。悬浮养殖使得与海底养殖相关的区域内储存的生物量大量增加，因而对底栖生物群落造成较大的风险。上述研究表明对海底具有严重的负面影响，这些研究通常在悬浮养殖区域内执行。尽管海底养殖对海底有机质丰度影响的风险相对较低，但是这些活动不能免除有机质丰度要求。海底上养殖在此被视为限制于潮间带和潮下带养殖活动，这些活动不需要能够增加储存生物量的双壳贝类固定结构（例如杆和笼子）。

通过将养殖场下方沉积物中的“游离”硫化物纵梁与附近的控制现场相比，可评估有机质丰度。根据沉积硫化物变化对大型动物生物多样性的已知影响确定沉积有机质丰度分类（参见哈格雷夫等人2008下半年，和引用的参考文件）。相关硫化物阈值使管理人员能够区分正常范围的背景浓度与指示海底栖息地降级的浓度。

生物变量之间的关系与硫化物水平随着沉积物从含氧状态转变为缺氧状态时的变化一致。因 S 浓度增加对底栖动物相生物多样性造成的影响非常大，可在低 S 水平时出现。经发现在 1500 μM S 时会从含氧向低氧条件转变。该阈值代表从中等向降低的大型底栖生物硫化物浓度转变，并且底栖生物大型动物群落结构改变（哈格雷夫等人，2008 年下半年）。利用诺模图显示各种海底丰度分类计划依据不同内部关联的化学品和海底动物生物多样性的变化（由 Pearson 和 Rosenberg 定义，1975），这时相对于典型的含氧条件，分类群的平均数量减少约 50%至 60%（哈格雷夫等人，2008 年下半年）。缺氧沉积物的特点是 S 浓度 >6000 μM S。

如果不太耐S的分类消失，但是更多耐受型机会主义物种未大量增加，那么在3000 μM 时低氧类沉积物内发生转变。超过3000 μM 的S水平表示对底栖生物群落结构产生了严重的低氧影响（由Diaz和Rosenberg定义，1995）并且具有污染的沉积条件（由Pearson和Rosenberg定义，1975），对海底栖息地造成危险。

下表1展示了对悬浮双壳贝类养殖的海底作用的分层评估方法。海底评估所用的取样设计和测量协议与要求作为独立文件。

表1

方法	分类	决策	条件
养殖场取样现场vs.参考现场的海底视频/图像和表面沉积硫化物（S）浓度	非沉积，粗沉积（砂、砾石）或S $\leq 1500 \mu\text{M}$	可接受	每隔5年监控一次。
	沉积，细砂和 A) S > 1500 且 $\leq 3000 \mu\text{M}$ B) S $> 3000 \mu\text{M}$	可接受 不可接受	每年监控一次，必要时采取管理响应，以便保持养殖场的S水平处于在邻近参考现场测得的自然变化范围内。 必须进行管理响应（例如现场跟踪），养殖场才能通过认证。

浮游植物消耗

如果水更新的速度比水清除快 ($CT > RT$)，则认为不会超过承载力。如果 $CT < RT$ ，养殖的双壳贝类将能够控制生态系统，并且需要额外进行评估，以便将清除时间与初步生产时间 (PPT) 关联。2层计算的基本原理是海湾内浮游植物的产生可在一定程度上支持可持续性水产养殖，甚至在海湾水少时也可支持。初步生产时间应当比清除时间短。否则，贝类的主食——藻类将很快消耗。理论上，要求 $CT/PPT > 1$ ，但是实际上， CT/PPT 应当 > 3 。这是依据来自许多河口的经验数据，并且是基于所需海藻缓冲量进行的逻辑假设，以便实现一定水平的初步生产，更不用说贝类养殖活动附近其他未知滤食库存的出现 (Smaal & Prins, 1993)。应当了解，该因素3是实际数值，而非生态固定要求。当 $CT/PPT \leq 3$ 时，养殖场无法通过认证。在这种情况下，必须制定海湾管理方案，解决多个养殖场的潜在累积深海效应，并降低区域储存水平，从而确保不超过生态承载力。

进行这些计算时需考虑水体，如果邻近养殖场受影响的区域重叠，还需考虑累积效应。在许多情况下，例如封闭海湾或入口，养殖场所处区域的地理边界可能很明显，将其视为水体。另外一些情况下，例如弯曲的复杂水道或开放式海湾，可能没有清晰的边界。在这些情况下，需要对养殖场所处的水体做一些估计，以便根据承载力、与敏感社区的接近度或受保护物种的觅食范围预估其影响区域。

有几种方法可用于预估水体或养殖场潜在影响区域，包括带或不带明确浮游生物动态的完全水力方式，用于利用测流计或者漂流物或燃料释放 (更便宜) 简单地估计潮程和余流。假设离岸最远的双壳贝类养殖场相对较大，并且所属公司的资源可能比密闭海湾内小型沿岸养殖场多，因此不得妨碍使用测流计。

公式和样本计算

养殖场影响区域预估

通常，预估养殖场的潜在影响区域应当给出结果，表明其比密闭海湾的面积小，或者被限制为养殖场周围的圆形区域，利用平均电流和一些时标进行计算，以便留出浮游植物再生长或周转时间。在合理的条件下，浮游植物生长的顺序为1至2天。因此，根据潜在影响区对水体的概算如下：

养殖场平均流速 x 2个潮汐周期 (即25小时，如果以M2潮汐为主) x 平均水深 (或增长线深度，如果养殖场处于深水区)

距离海岸一定距离的养殖场样本计算：

1. 平均流速为5 cm/s，水深为15 m。因此潜在影响区的半径为4.5 km，水体的体积为675,000 m³。
2. 平均流速为2 cm/s，水深为30 m，但是增长线仅延伸到7 m深度。潜在影响区的半径为1.8 km，水体的体积为126,000 m³。

指标2.2.1中使用清除时间 (CT)

$$CT (\text{天}) = V_t / (N \times C)$$

其中

V_t 是指高潮时水体的总体积 (升)

N 是双壳贝类的数量

C 是收货规模的平均清除速度 (升/每物种/天)

指标2.2.1中使用的保留时间 (RT)

$$RT = -1 \times P / \ln (V_l / V_t)$$

其中

P 是潮汐周期, 潮汐周期的长度 (例如半日潮为0.5天)

V_l 是指低潮时水体的总体积 (升)

V_t 是指高潮时水体的总体积

注: 对于深层养殖区域 (例如公海和峡湾), 该计算应当限制为表面混合层。在水交换不以潮水冲洗为主的区域内 (例如主要通过河水流或风力控制), 应当计算近似体积交换。

初步生产时间 (PPT), 如指标2.2.2中所用

$$PPT = B / PPP$$

其中

B 是指年平均浮游植物生物量,

PPP 是指系统内的浮游植物初步生产 (PPP)。

注: B 可通过叶绿素测量值、公布的数据或卫星预测预计, 假设碳与叶绿素的比为50。 PPP 可从公布的结果或模型预测获得。有关可用数据来源的示例, 请参见:

<http://marine.rutgers.edu/opp/>

<http://www.science.oregonstate.edu/ocean.productivity/index.php>

附录 II：本土物种养殖指南

育苗场培育幼苗的基因影响

育苗场幼苗培育可能随着时间推移改变基因组成，使其长期生存能力下降，从而培育物种中的野生群体造成负面影响。应当采取措施解决物种和预育幼苗的地理区域物种担忧。这些措施包括：保留苗种和幼苗的多样性，所用方式包括：1) 使用本地苗种；2) 在产卵季节和每年间移动苗种；3) 避免在育苗场使用育苗场培育的苗种作为亲贝苗种。这可能也包括有关养殖活动规模和作物繁殖潜能的文件（例如双倍还是三倍，或者在收获年龄和首次成熟年龄）明显低于养殖场合理“传播核心”内的自然群体规模和繁殖潜能。可根据本地水产信息和管理的可用性来确定是否符合本要求。包括通过同质园实验进行记录，例如检验育苗场培育的二倍体幼苗的性能（如生存和生长）或特性（如壳形和颜色）是否未偏离野生幼苗的性能和特性。可能要求育苗场与养殖场均遵守要求。这可能也包括有关无效幼苗生产以便从育种计划进行预育的文件，该计划有意更改了野生苗种，为了提高养殖品质，例如生长、生产、存活和形态。如果在培育地理区域内的复原工作包括有意与野生苗种分歧，以便产生抗疾病野生群体，这将包括此类工作合作的记录文件。

附录 III: ASC 双壳贝类标准社会方面的指南

利用来自劳动力问题工人领导组织—社会责任国际组织 (SAI) 的意见制定与养殖场上劳动力问题和工作条件相关的标准。SAI还推荐以下指南与ASC双壳贝类标准社会部分结合。

1. 童工

指南

- 15岁以下的童工只能实施轻量作业（参见下文“轻量作业”），在上课日，每天工作时间不得超过2小时，从事轻量作业与上课的总时间不得超过7小时/天。
- 对于15至18岁的员工（被定义为年轻工人），工作不得与学习冲突。日间运输、学习时间和工作时间总和不得超过10小时。
- 18岁以下员工不得实施危险工作。包括与其身高不成比例的重物举升、操作重型机械、上夜班以及接触任何有毒化学品。

定义

“轻量作业”在ILO惯例138第7.1条中被定义为具有以下特点的工作：1) 不会对儿童的健康或发育造成伤害，2) 不会影响其上课、参加职业定位或培训计划或使其无法享受教育。

2. 强迫、抵债、强制劳动力

指南

- 雇主严禁扣押工人的身份证原件。
- 合同应当条款清晰并且能使员工理解，并且不得导致员工负债（例如员工支付培训课程费用）。
- 员工在不工作时，应能够自由离开工作场所，并自行管理其业余时间。

注：应当额外关注移民和承包商/分包商情况。

3. 歧视

指南

- 在雇佣、报酬、培训、提升、解雇或退休方面不得存在/支持种姓、国籍、宗教、残疾、性别、性取向、联盟成员、政治立场或年龄等歧视行为。

- 公司不得干涉员工实施或遵守信条或规范的权利，或者满足与种族、种姓、国籍、宗教、残疾、性别、性取向、联盟成员或政治立场有关的需求的权利。

4. 健康和安

指南

- 最大限度减少工作环境中的危险和风险，包括记录程序和政策，防止工作场所发生事故和受伤。应存在紧急响应程序，并且让所有员工知道。
- 职业健康和安
- 使用干净的盥洗室、便携水和卫生设施。
- 宿舍必须干净、安全且满足员工的基本需求。
- 如果未另行提供，保险应覆盖在工作环境下遭受事故或伤害的员工。必须特别考虑可能在当地或国家法律法规范外的移民或外来工人。
- 制定事故校正措施方案。

5. 公平体面的工资

指南

- 应向员工明确表示，不得因惩戒而扣除薪水和福利。
- 薪水和福利采用方便员工的方式发放（例如不用出差、不得采用本票、优惠券、产品或商品代替现金、支票或电子付款方式）。
- 不得制定仅劳动力合同关系或虚假实习计划（参见下文中“仅劳动力合同关系”和“虚假实习”的定义）

定义

仅劳动力合同安排：为了避免支付定期工资或提供法律规定的福利，例如健康和安

虚假的实习计划：雇佣实习工人但是未在合同中规定实习和薪水条款的行为。如果其目的是少付工资、避免承担法律责任或者雇佣童工，则属于虚假实习。

6. 组织工会与集体谈判的自由

指南

- 雇主应当尊重所有人员选择组织和加入工会以及集体谈判的权利。
- 当法律对这种情况做出限制时，雇主应当提供独立和自由组织工会与谈判的并行方式，并确保其不受歧视。当权利受限时，公司需要让工人清楚他们愿意雇佣通过代表结构进行集体对话的工人，并且愿意为其提供机会进行集体谈判。

7. 非辱骂的惩戒行为

指南

- 绝对禁止采用或支持体罚、心理或生理压制或口头辱骂。亦不得通过罚款或扣薪来惩罚工人。

8. 工作时间和加班

指南

- 审查员应了解当地法规中规定的工作时间与加班要求。他们可以检查时间表与工资单，并通过采访工人检验工人是否按照法定时间工作。工资单和薪资记录可确认是否为加班时间支付了加班费。要检验加班是否合理，可进行采访并检查生产记录以及至少一年前的时间表和其他工作时间记录。如果有集体谈判协议允许加班，则有些非志愿加班例外。
- 雇主应遵守有关工作时间的适用法律和行业标准。“正常的工作时间”可根据法律定义，但是一般（即连续或大部分工作时间）不得超过**48**小时。可根据季节进行变更。
- 所有加班均需支付额外费用，加班时间不得超过每周**12**小时。加班应属于志愿行为。如果合法并且存在集体谈判协议，为了满足短期营业需求，本条最后一项要求可存在例外情况

附录 IV：评估悬浮双壳贝类养殖海底影响的实验设计

1.0 基本原理

前后对照实验影响（BACI）和梯度分析（GA）模型可用于检测受悬浮双壳贝类养殖影响的海底变量的环境变化或干扰。推荐的实验设计与2.1.1节中所述的用于坚硬底层非沉积区域的分层评估方法相一致，后者采用底部视频/图像法或测量“游离”硫化物（S）总含量或可收集底部样本的沉积区域内有机质丰度其他指标。通过比较沿横断面或随机划分为取样现场的养殖区域内外一系列站点处的观察来评估海底栖息地特点的变化，以便评估测量变量的短暂或空间差异。所选的设计确定了站点位置、数量和取样频率。前后（BA）试验比较确定养殖线之前和之后养殖区域内的观察。或者，可比较非养殖（控制）和养殖（影响）区域（CI设计），以便确定双壳贝类养殖是否改变了所选变量的短暂变化。如果来自多个地点的BA和CI数据可用，则BACI模型检测干扰相关的环境变化。在变量随着与养殖场的距离增加而变化的GA模型下，利用回归分析检验空间趋势。

2.0 分层评估

推荐使用2.1.1节中所述的分层评估法来评估双壳贝类养殖对于海底栖息地条件的影响（图1）。建议利用每隔5年沿横断面收集的海底视频或其他图像（1a层评估）监控高能源、低风险区域，该区域内坚硬的底部防止进行样本收集。在底部多砂子和泥土的沉积条件下能源较低的区域取样可每隔5年、每年或更频繁地实施，取决于通过平均或中间S浓度（1b和2a和2b层评估）确定的风险级别。



图 1 评估双壳贝类养殖对海底栖息地条件影响的分层评估法（参见 2.1.1 节）。

3.0 取样设计

3.1 对照或不对照的前后观察

Green（1979年）介绍了一种简单的方法，可通过在实施人类活动之前和之后在一个位置处进行观察来检测因人类活动引起的环境变化。Underwood（1991、1992年）、Smith等人（1993年）和Underwood（1994年）提出了更加全面的实验取样设计，在受影响和对照区（BACI）内多个地点进行观察，确定测得变量的变化是由于环境干扰还是自然变化量引起。

对BACI方法的全面应用要求及时收集重复样品，并且需要多个取样地点处不同短暂规模的空间，以确定一个“事件”有一个还是多个测量变量。将可能引起干扰的活动开始前后的观察进行比较。可在受影响和对照区内随机选择的多个地点处取样，观察活动开始前后的相同位置。理想的取样应随机进行，但是如果在一年的固定时间取样，可最大限度减少季节性作用。

在确定贻贝养殖之后采用方法评估海底大型生物群落的短暂变化（Lasiak等人，2006年）和沉积有机质丰度的地理化学指标（Cranford等人，2009年）。

3.2 对照实验影响观察

通常，活动开始前的数据不可用。如果存在这种情况，对照实验影响（CI）模型可用于比较假设不受干扰影响的位置处养殖场边界内外的场地。必须决定随机或分层选择受影响和对照区域内的取样位置。如果采用随机设计，则对照地点必须与受影响的区域之间具有充足的距离，以便呈现自然“背景”可变性（即不受养殖场内的事件影响）。

可通过沿着横断面取样确定适当的距离，该横断面的距离与方向由盛行流的速度与方向确定（下文所述）。相对于双壳贝类养殖区域的对照地点适当的上游或下游位置根据特定的水道测量条件变化。有些研究中，只能在养殖批次下直接测量海底效应（Grant等人，1995，Crawford等人，2003）。但是，对于贻贝水产养殖生物沉积分布的模型研究表明，根据流速和水深，养殖颗粒物沉降可在距离养殖场30至90 m处出现（Weise等人，2009）。在从事集约化贻贝养殖的浅水入口内进行的海湾研究中采用CI方法，显示养殖场vs.非养殖场区域有机质丰度的影响（哈格雷夫等人，2008）。

为悬浮双壳贝类水产养殖采用CI方法的潜在复杂性是养殖场大空间内可能出现浮游生物损耗，以便养殖场外部的自然沉积速度降低到自然值以下。这可降低养殖场区域外的有机负荷，并降低硫化物水平，使养殖场与对照点之间的对比混淆。在对浅水富营养海湾内集约化贻贝养殖进行的研究中检验并拒绝了这种迟滞现象（Cranford等人，2009）。根据显示，靠近养殖场边界10 m处的对照点的沉积地球化学在贻贝养殖拓展前后未发生明显变化，而在此期间，养殖场的有机质丰度明显增加。

3.3 梯度观察

BACI设计允许进行区域间（例如养殖场vs.非养殖场）对比，以便检测在受影响区域存在限定边界时，根据自然可变性背景检测环境变化。沿着横断面取样的GA提供另一种设计，可用于评估受影响和对照区域之间的边界不清晰或可在场地之间变化的双壳贝类水产养殖的影响。如果干扰具有方向性，沿着横断面取样对于检测空间差异的敏感性可能比CI设计更大（Ellis和Schneider，1997）。横断面上的取样站点应当沿着盛行流的轴分布，具有统一间隔或距离可变，以便反映随着与养殖场距离的增加，预期的缩小作用。Crawford等人（2003年）提供沿着横断面观察的示例，用于评估贝类养殖场的海底影响。

4.0 站点位置和数量

由于统计试验的功效随着样本规模增加（Sokal和Rohlf，1995），观察的次数应当尽可能多，所有对比的位置处观察次数应相同。作为监控成本与检测场地差异的统计工作之间的折中措施，推荐沿着横断面的十个地点或养殖场与非养殖场位置内抽取三个样本。要求每组待比较的站点重复（3个样本 x 5个地点，n=15），以便解释进行双壳贝类水产养殖的浅海区域内常见的海底条件变化。

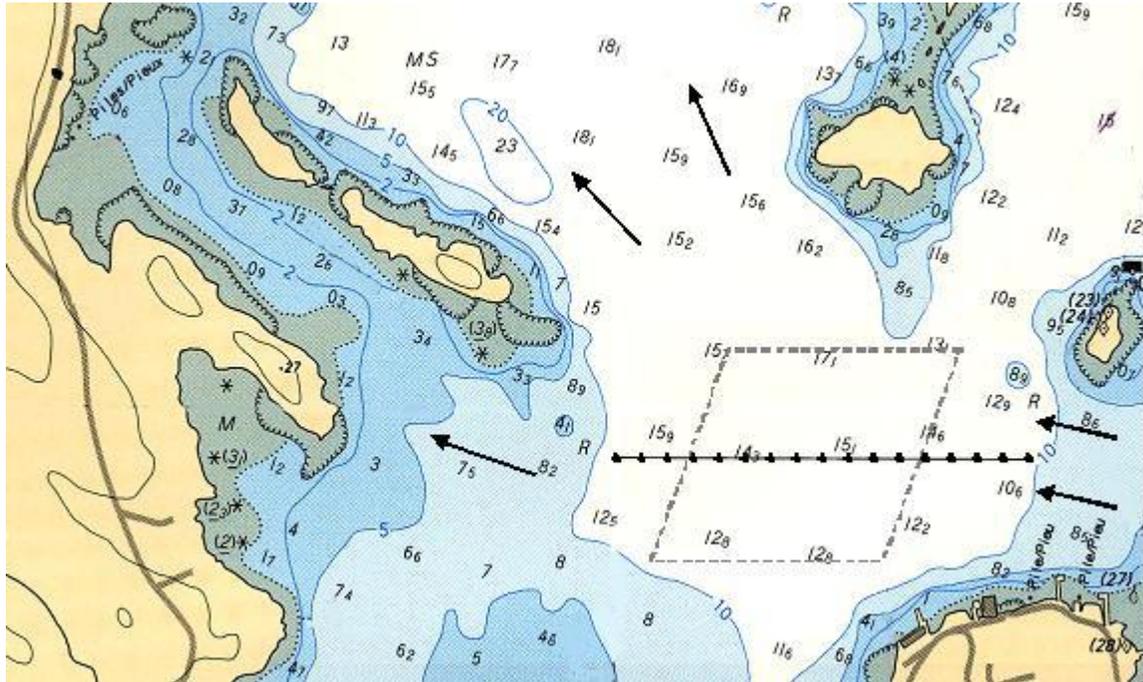


图2 双壳贝类水产养殖海底影响的1a层评估（图1）的梯度取样法示例。沿盛行流的轴（箭头）进行截线（固定线）录影或截线（固定点）照相，并经过养殖场边界（虚线）。

应当利用GA方法采用底部图像对非沉积或坚硬底部进行的1a层评估，横断面从拟定或现有养殖场区域内部延伸到外部。假设养殖线的定位能使经过养殖场的流量最大化，以便避免“遮蔽”影响。获取底部视频的取样横断面要求船只不受养殖或系船索干扰经过养殖场。横断面的定向应当尽可能沿着等深线，以便最大限度减少深度与沉积类型变化。将沿着经过养殖场边界及其外部的横断面全场连续（视频）或随机或定期（静态图像）拍摄通过GPS导航获得的底部图像。然后利用图像分析检验横断面沿线的海底条件梯度。

可通过在具有养殖场边界已知的距离处（图3），利用GA方法在上游或下游方向取样来收集用于初步现场评估和随后1b、2a和2b层监控计划的底部样本。站点间隔可统一，或者随着与养殖场边缘的距离增加，三份表面（0-2 cm）沉积样本在横断面沿线五个场地处收集。

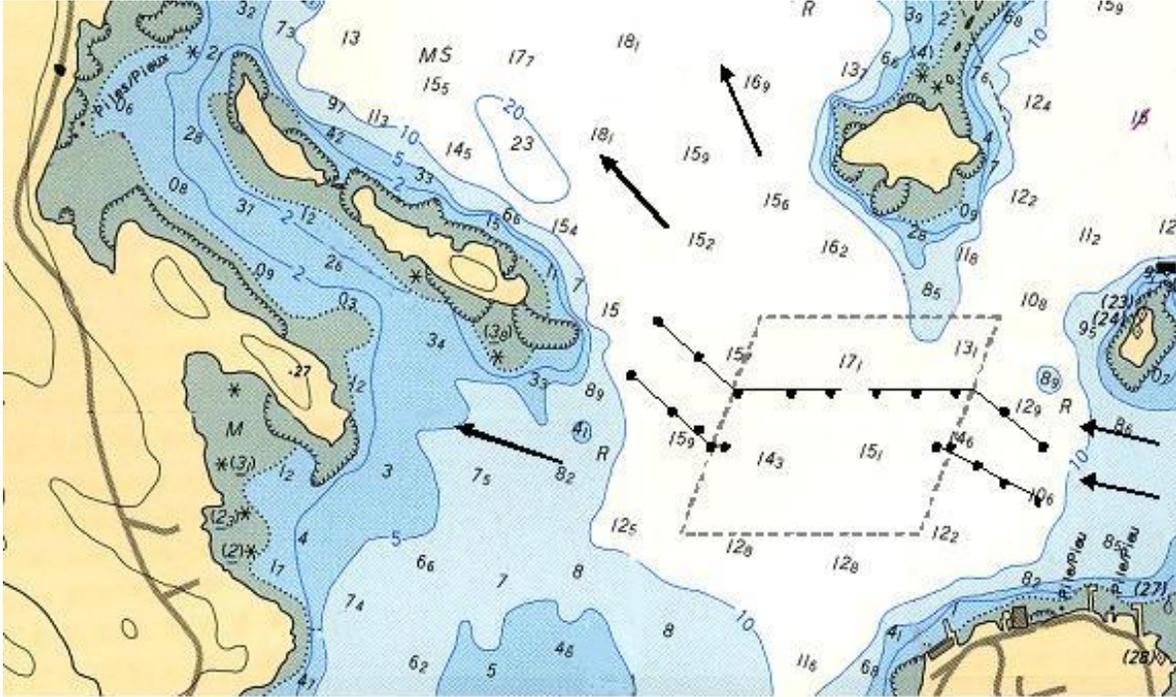


图3 双壳贝类水产养殖海底影响的1b、2a和2b层评估（图1）的梯度取样法的四个样本。底部取样地点（固定点）沿着盛行流的轴（箭头）分布，并经过养殖场边界（虚线）。总“游离”硫化物含量测量的样本将在从养殖场上游或下游单个横断面沿线五个站点处收集三份。站点间隔可统一，或者随着与养殖场边缘的距离增加。养殖区域边界内部和外部的横断面应当具有相似的深度和沉积类型。

也可通过在距离养殖场边界已知距离的上游或下游方向收集样本，利用随机对照影响取样法（CI和BACI）来收集用于初步现场评估和随后1b、2a和2b层监控计划的底部样本。可从养殖场和非养殖场区域内五个随机站点（图4）收集三份表面（0-2 cm）沉积样本。对照地点位于假设不受养殖苗种影响的区域内（例如与养殖场的距离充足，不会受增加的生物沉积影响）。养殖场和非养殖场区域内的深度和底层应当相似，以便避免深度和沉积物类型对S浓度的影响混淆。

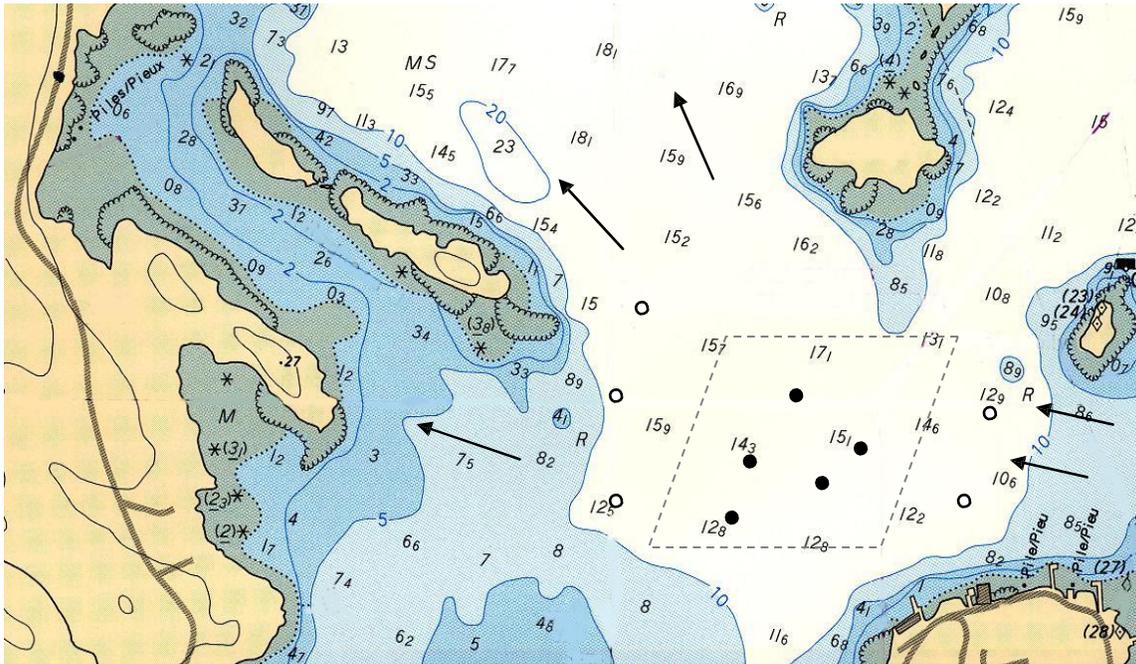


图 4 双壳贝类水产养殖海底影响的1b、2a和2B评估的随机样本站点位置示例。对于随意位于养殖场边界内部（固定点）和外部（开口圆）的五个深度和沉积物类型大致相似的站点处收集的三份表面（0-2 cm）沉积物样本，将对于进行总“游离”硫化物含量测量。

5.0 统计分析

梯度取样法：可采用线性和非线性回归法将各横断面沿线的五个或更多位置处样本的数据进行对比，以便检验重要梯度的距离和拟合优度。通用统计包能够计算 p 值，假设各残余物变化相同。巴特利特试验可用于检验每组样本的变化是否相同。

随机取样法：可利用一个样本检验一次的试验法确定收集底部样本的站点组内平均 S 浓度是否超过阈值 S 浓度（1500和3000 μM ），以便确定需要1b、2a还是2b层评估。试验的精确度依据观察次数决定，假设通过独立观察和正常分布进行随机取样。在样本规模较小（ $n=15$ ）时这种情况不适用。当 $p<0.05$ 时，拒绝零假设（养殖场的平均 S 浓度与对照点的平均值相同）。

威尔科克森符号等级检验可用于比较开始养殖活动前后同一位置处样本之间的中值。由于比较的样本数量较少，推荐采用非参数试验。零假设是两个相关样本组的中值的分布函数相同（前后观察的中值差为零）。

当样本规模小（ $n<20$ ）时，可通过曼-惠特尼 U 检验确定两组样本之间的中值是否明显不同。该试验确定来自两个不同组的样本是否具有相同的分配函数和中值。

不要求进行正态分布。在**BA**对比中可将时间作为分组变量，检验两组站点的中值**S**浓度短暂变化相同的零假设。也可在**CI**设计时采用这种检验比较养殖场和非养殖场内的**S**中值，其中将场地作为分组变量。零假设是两个区域内的观察不会出现明显不同。如果**BA**和**CI**可用，且在开始养殖活动前后对照和养殖场中地中有多个取样时间和位置，则可利用带场地、时间和场地 \times 时间交互的**ANOVA**模型实施**BACI**。但是**ANOVA**需要确认数据呈正态分布，并且在样本规模小时，统计功效降低。

附录 V：海洋沉积物中氧化还原剂（ E_{hNHE} ）和“游离”硫化物的测量方法

1.0 采集沉积物样品

1. 在深度20米以下的地方，潜水员习惯于将末端开口的丙烯酸岩心管推入沉积物中，从而保持沉积物和水界面不受扰动。轻微地扭转动作可防止沉积物压实，并在插入过程中使沉积物表面内部高度与岩心外部高度保持一致。
2. 岩心上下端使用橡胶塞或塑料盖密封，以防止水泄漏。
3. 较深处可采用抓斗（例如：Van Veen, 0.25 m²）。如果沉积物没有完全充满抓斗，可获得沉积物上层的未扰动试样。
4. 沿着岩心管长度，以2cm距离钻孔，孔直径应足够，以便允许插入挡板注射器，并使用管道胶带覆盖，允许从不同深度处收回沉积物子样品。
5. 取回岩心后，竖放并轻拿轻放，以便最大限度减少扰动沉积物表面。可在每个孔上，从顶端开始使用锐刀片切管道胶带（X）。
6. 当抽取更多浅层试样时，连续岩心取样可防止扰动更深层。
7. 当注射器体水平推入到岩心时，5 ml塑料注射器可作为子岩心提取器，慢慢地取出完全插入的推液塞。
8. 注射器斜插至2 cm深度处，使用抓斗获取表层沉积物的混合样品。注射器筒开口端慢慢推入沉积物中后，可取出部分推液塞。重复此程序，直到完全取出注射器筒，并且注射器充满混合沉积物（0.2 cm层处），没有气泡。
9. 注射器必须使用紧密配合的（不漏气的）塑料盖密封，在冰上存储或冷冻（5 °C）。
10. 应在4至6个小时内分析氧化还原电势（ E_{hNHE} ）和溶解的（“游离”）硫化物（ HS^- , H_2S , S^{2-} ）（S），但是如果冷冻或在冰上保存，样品可保持长达72个小时。

2.0 氧化还原剂 (E_{hNHE}) 电势

2.1 材料

1. 离子选择性电极（ISE）测量仪（例如：Orion 4-Star pH/ISE，型号 #1215001）或mV 测量仪，配有适合氧化还原电极连接物的接头。
2. 氧化还原电势（ORP）铂电极与内参比电极（例如：Orion 96-78BNWP）组合，配有适合ISE测量仪连接物的电缆和适当接头。该电极应有薄的铂盘（而不是管脚），可重复充填（不是凝胶充填）环氧体（避免泄漏）。
3. 海洋沉积物中所用氧化还原电极建议使用4 M 氯化钾填充液（例如：Orion 填充液 #900011，氯化钾浸透银/氯化银）。
4. 可从一些ISE电极制造商购买氧化还原参比溶液，或使用试剂（如下文）制备Zobells溶液等标准溶液。
5. 可使用清洁带抛光铂电极（适用于Orion ISE电极），或者使用超细粉清洁剂作为研磨粉。

2.2 Zobell Eh 标准溶液

1. **Zobell 标准溶液A:** 2.11g的亚铁氰化钾(II)三水合物和0.825g的亚铁氰化钾(III))放入50ml容量瓶中，添加25ml蒸馏水，以溶解固体，并稀释成50ml。
2. **Zobell标准溶液B:** 0.21g的亚铁氰化钾(II)三水合物、0.825g的亚铁氰化钾(III)和1.695g氟化钾二水合物放入50ml容量瓶中，添加25ml蒸馏水，以溶解固体，并稀释成50ml。
3. 新鲜的ZoBell's 溶液必须在使用前保持至少24个小时。当存储在密封玻璃塞容量瓶时，该溶液可在室温下保持稳定状态数个月。

2.3 评估铂电极性能

1. 确定氧化还原剂标准溶液性能之前，添加填充液，至少激活干燥存储的铂电极24个小时。
2. 由于标准溶液中氧化还原偶联反应较强，所以应快速稳定准备好的电极（30秒以下）。
3. **Zobell标准溶液A**含有4 M氯化钾填充液，在20 °C下应有+234 ± 9 mV电势，而**标准溶液B**在20 °C下应有+300 ± 9 mV电势。
4. 使用一天后，电极铂尖端应使用蒸馏水冲洗，然后使用清洁剂或研磨带清洁。长期存储时（一周以上），需去除填充液，并干燥存储探头。

2.4 EhNHE测量

1. 5ml注射器中的样品允许分析沉积物的2个2ml子样品，第二个样品可用于其他分析（例如：含水量、晶粒大小、有机物）。
2. 分析之前，使用注射器将2ml沉积物推入至小（50ml）烧杯中。可根据注射器标记确定挤出量。
3. 应立即进行子样品温度测量，将铂电极置于样品中，从而确保铂尖端和潮湿的沉积物完全接触。
4. mV读数在1-2分钟之内应是稳定的。如果不能通过单个的氧化还原反应控制氧化还原条件，例如含氧沉积物中，电极电势（Whitfield 1969）会有缓慢、连续漂移。如果在规定时间范围内不能稳定，可任意选择时间（3-4分钟），以便记录mV读数。由于氧化还原条件由可逆半电池反应控制[$\text{HS}^- \text{aq.} \leftrightarrow \text{S}^\circ \text{rhomb} + \text{H}^+ \text{aq.} + 2\text{e}^-$] (Berner 1963)，所以通常可以更快稳定沉积物减少时的电势。
5. 根据氢电极（ Eh_{NHE} ）、填充液电势特性和样品温度，校正测量的mV电势。（表1）

表1 根据Wildish et al. (1999), 不同温度和填充液浓度下标准氢电极的参比电极电势 (mV) 添加到铂电极电势中, 以确定 $E_{h_{NHE}}$ 。

温度 (°C)	1.5 M 氯化钾 Orion #900001	4 M (饱和) 氯化钾 Orion #900011
5	254	219
10	251	214
15	249	209
20	244	204
25	241	199
30	238	194

3.0 “游离” 硫化物

3.1 材料

1. 便携式ISE测量仪 (例如: Orion 4-Star pH/ISE, 型号#1215001) 或者 mV 测量仪, 配有适合硫化银电极的接头。
2. Orion Ag^+/S^- 复合电极 (Orion #96-16BNWP) 或类似电极, 在电极尖端有薄的银盘 (而不是管脚)。电极应可重复充填环氧体, 配有适合氧化还原电极连接物的接头。
3. 如果使用Orion 96-16 Sure-flow复合电极, 为了获得最佳结果TM, 标准溶液A (Orion #900061) 建议作为填充液, 以便测量精准、温度和响应时间最佳 (Thermo Electron Corp. 2003)。

3.2 硫化物抗氧化缓冲 (SAOB) 溶液

1. 可购买硫化物抗氧化缓冲 (SAOB) 溶液 (例如, 从Orion购买, 作为硫化物抗氧化缓冲 (SAOB II) 溶液试剂包), 或使用其他试剂制备。
2. 20.0g氢氧化钠和17.9g 乙二胺四乙酸缓冲 (乙二胺四乙酸二钠盐脱水) 放在250ml容量瓶中, 并使用蒸馏水稀释。
3. 使用前, 溶液在室温下冷却。如果存储在冰箱中, 溶液保持稳定状态可达7天。
4. 分析标准溶液或样品之前, 8.75g维生素c添加到250ml硫化物抗氧化缓冲 (SAOB) 溶液中。混合物不太稳定, 所以必须在3个小时内使用。
5. 按1: 1体积比将含有维生素c的硫化物抗氧化缓冲 (SAOB) 溶液添加到标准溶液和潮湿的沉积物样品中。

3.3 硫化物标准溶液

1. 在100ml容量瓶称量2.402g硫化钠九水化合物, 然后在100ml去氧化 (N2-水泡) 蒸馏水中稀释, 制备0.1 M硫化钠储备溶液。应使用研钵及研杵将大晶体研磨成精细密度。使用橡胶手套, 在通风厨中的天平上称量试剂。

2. 虽然硫化钠九水化合物溶液不稳定，易于暴露在空气中氧化（Barica 1973），所以浓缩的0.1 M储备溶液可装在深色密封瓶中存储在冰箱中，可达48个小时。
3. 10ml浓缩的准备溶液装入容量瓶中，使用90 ml去氧化蒸馏水稀释，制备浓度递减的溶液。
4. 使用标准溶液的10ml等分试样和90ml去氧化水（例如：10ml 10,000 M S^- 标准溶液装入容量瓶中，稀释成100 ml，制备1000 M S^- ）按顺序重复此程序。
5. 稀释的标准溶液是不稳定的，必须尽快使用校准电极。

3.4 Ag^+/S^- 电极校准

1. 使用前，需添加填充液，干燥的 Ag^+/S^- 复合电极必须激活至少24个小时。
2. 制备标准溶液（例如：100, 1000, 10000, 100000 $\mu\text{M S}^-$ ），以涵盖样品中的预期范围。
3. 标准溶液应在室温下作为样品。
4. 每次校准前，应使用研磨带或清洁剂溶液轻轻清洗 Ag^+/S^- 复合电极尖端。
5. 应在最低浓度至最高浓度的标准溶液中校准 Ag^+/S^- 复合电极。
6. 使用等量硫化物抗氧化缓冲溶液（添加了维生素c）按1: 1稀释标准溶液（例如：2 ml标准溶液+ 2 ml硫化物抗氧化缓冲溶液）。
7. 稳定后（通常低于2分钟），应在直接测量模式中使用ISE测量仪，记录mV电势。
8. $\log_{10} \text{S}^-$ 和mV电势之间线性反比关系的理论斜率常数大约为-28 mV (Thermo Electron Corp. 2003)。
9. 校准曲线斜率是对温度敏感的理论值，在10和20 $^{\circ}\text{C}$ 下分别为-28.1和-29.1。事实上，斜率因电极特性而各不相同（-26至-34）。
10. 每天至少校准一次电极，或分析样品前和分析样品后校准一次电极。

3.5 硫化物测量

1. 电化电势对温度敏感，标准溶液和样品温度应相同（ $\pm 1^{\circ}\text{C}$ ）。
2. 硫化物抗氧化缓冲溶液添加到沉积物中（体积比1:1），立即进行氧化还原测量。
3. 定位 Ag^+/S^- 电极，使尖端完全浸入硫化物抗氧化缓冲溶液和沉积物混合物中。
4. 当颗粒相硫化物（硫化铁和黄铁矿）稳定时，硫化物抗氧化缓冲溶液碱性条件（ $\text{pH}>12$ ）溶解固相金属硫化物复合物，使 S^- 浓度增加。当漂移稳定时（1-2分钟），尽快记录电势，以降低影响。
5. 在校准曲线回归中使用稳定的mV读数，以计算 $\mu\text{M S}^-$ 。
6. 分析连续样品过程中，使用蒸馏水冲洗 Ag^+/S^- 电极，并擦拭干净。
7. 如果电极存储一周以上，应排出参比电极填充溶液，并使用蒸馏水冲洗。

参考文献

- Adams, C., Getchis, T., Shumway, S.和 Whitlatch, R. 2011年, 海洋软体动物贝壳水产业的生物淤积: 调查评估缓解措施对商务和经济影响-生物淤积。
- Allen SK, 和SL Downing. 1986年, 三倍体太平洋牡蛎性能(长牡蛎, 桑伯格)。实验海洋生物学和生态学杂志102:197-208, 满一岁生物的生存、生长、糖原含量和性成熟。
- Allen SK,和Hilbish TJ . 2000年9月21日22日研讨会总结, 2000年, 牡蛎礁基于孵卵处恢复的遗传注意事项。格洛斯特市弗吉尼亚海洋科学研究所。
- Anderson, M.R, Tlusty, M.F., Pepper. V.A., 2005年, 冷水水产养殖场所中的有机富集 – 纽芬兰海岸。In: Hargrave, B.T. (Ed.), 海洋鱼类水产养殖的环境影响。Hdb. Environ. Chem. 5 Springer, 柏林, 99-113。
- Barica, J. 1973年, 使用硫化银电极使含水硫化物溶液标准化, 以便确定水中的硫化物。J. Fish. Res. Board Can. 30: 1589-1591。
- Baudinet, D., Alliot, E., Berland, B., Grenz, C., Plante-Cuny, M., Plante, R., Salen-Picard, C., 1990年, 在沉积物与水界面上, 生物地质化学方面的贻贝养殖证据。水生生物学 207, 187-196。
- Bell JD, PC Rothlisberg, JL Munro, NR Loneragan, WJ Nash, RD Ward, 和NL Andrew. 2005年, 海洋生物学研究进展49, 海洋无脊椎动物渔业的重新补进和资源增殖。学术出版社。
- Berner R.A. 1963年, 海洋沉积物中硫化氢的电极研究。Geochim. Cosmochim. Acta 27: 563-575
- Boudry P, B Collet, F Cornette, V Hervouet, 和F Bonhomme. 2002年, 通过多因子杂交的基于小随体亲子鉴定揭示的太平洋牡蛎(Thunberg长牡蛎)繁殖成功的高变异性。水产养殖 204:283-296。
- Bower, S.M., McGladdery, S.E. (1997): 商业开发贝类传染性疾病和寄生虫的摘要。
http://www.pac.dfo-mpo.gc.ca/science/species-especes/贝类-coquillages/disease_maladies/intro-eng.htm
- Buroker NE. 1983年, 沿着大西洋海岸和墨西哥湾的美洲牡蛎(巨蛎)的群体遗传学。海洋生物学 75:99-112。
- Chililev S., Ivanov M., 1997年, 北极底栖生物群落对过量无毒有机物的反应。Mar. Poll. Bull. 35, 280-286。
- Chamberlain J., Fernandes T.F., Read, P., Nickell, T.D., Davies, I.M., 2001年, 悬浮贻贝养殖中(贝壳类L)的沉积物对周围表层沉积物的影响。ICES J. Mar. Sci. 58, 411-416。

- Christensen, P.B., Glud, R.N., Dalsgaard, T., Gillespie, P., 2003年, 长期贻贝养殖对氧气和氮气动力学以及海岸沉积物生物群落的影响。水产养殖 218, 567-588。
- Coen L.D. 1995年, 综述机械收割对潮下和潮间带贝类资源的潜在影响。美国南卡罗来纳州海洋资源研究学院自然资源部编制46 pp。
- Cranford, P.J., R. Anderson, P. Archambault, T. Balch, S.S. Bates, G. Bugden, M.D. Callier, C. Carver, L.
- Comeau, B. Hargrave, W.G. Harrison, E. Horne, P.E. Kepkay, W.K.W. Li, A. Mallet, M. Ouellette 和P Strain, 2006年, 用于评估贝类水产养殖对鱼类栖息地影响的指标和阈值, CSAS-DFO,研究文档, 2006/034, 116 p。
http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas/Csas/DocREC/2006/RES2006_034_e.pdf
- Cranford, P.J., B.T. Hargrave和L.I. Doucette. 2009年, 加拿大爱德华王子岛悬浮贻贝(贝壳类)养殖的海底有机富集。水产养殖292:189-196。
- Crawford, C.M., MacLeod, C.K.A., Mitchell, I.M., 2003年, 贝类养殖对底栖环境的影响, 水产养殖 44, 117-140。
- Cunningham CW, 和TM Collins. 1994年, 开发分子生物地理学的模型系统: 海洋无脊椎动物的地理分隔和交换。分子生态学和进化: 方法及应用, 由Schierwater, B Streit, GP Wagner和 R DeSalle 所编, pp.405-433。 巴塞尔: Birkhauser Verlag。
- Dahlbäck, B., Gunnarsson, L.A.H., 1981年, 贻贝养殖的沉积物和硫酸盐还原。Mar. Biol. 63, 269-275。
- De Alteris, J., Skrobe, L., 和Lipsky, C. 1999年, 相对于自然过程的移动钓鱼用具扰动海底的重要性: 美国罗德岛州纳拉干塞特湾的案例研究。L. Beraka (ed.) 鱼类栖息地第224-237页: 重要鱼类栖息地和复原。美国渔业学会, 研讨会22, 马里兰州贝塞斯达。
- Dealteris, J.T., B.D. Kilpatrick, R.B. Rheault. 2004年, 比较评价贝类水产养殖工具、水下水生植物群落和无植被海底的栖息地价值。贝类研究杂志, 第23卷, 第3, 867-874号。
- Diaz, R.J. 和R. Rosenberg. 1995年, 海洋水底氧不足: 综述底栖动物的生态效应和行为反应。Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 33: 245-303.
- Eldon B, 和J Wakeley 2006年, 当个体中的后代数量分布极不平衡时的合并过程。遗传学172:2621-2633。
- Gaffney PM, CM Bernat, 和SK Allen. 1993年, 东部牡蛎(美洲巨蛎)野生和养殖数量的配子不亲和性。水产养殖115:273-284。
- Gaffney PM. 2006年, 贝类恢复的遗传学作用。水生生物资源19:277-282。Gibbs, M.T.2007年悬浮双壳水产养殖活动的可持续性发展性能指标。生态指数生物7: 94-107。

Giles. H. Pilditch, C.A., Bell, D.G., 2006年, 新西兰泰晤士河峡湾中贻贝(青边贻贝)养殖的沉淀: 对沉积物氧气和滋养流通的影响。水产养殖261:125-140。

Glasby T.M. 1997年, 使用非对数方差分析来分析受影响后的数据: 码头上海底生物的案例分析。
Aust. J. ecol. 22: 448-459。

Grant, J., Hatcher, A., Scott, D.B., Pocklington, P., Schafer, C.T., Winters, G.V., 1995年, 综合学科研究法评估贝类水产养殖对底栖生物群落的影响。Estuaries 18 (1A), 124-144。

Green R.H. 1979年, 环境生物学家的抽样设计和统计方法。Wiley, Chichester

Grewe PM, JG Patil, DJ McGoldrick, PC Rothlisberg, S Whyard, LA Hinds, CM Hardy, S Vignarajan, 和 RE Thresher. 2007年 – 防止基因污染和建立野生族群: 分子溶液。水产养殖活动的生态和基因关联。由TM Bert所编, pp. 103-114. 多德雷赫特市: Springer。

Guo XM, GA DeBrosse, 和SK Allen. 1996年, 四倍体和二倍体交配产生的三倍体太平洋牡蛎。水产养殖142:149-161。

Hargrave, B.T., L.I. Doucette, P.J. Cranford, B.A. Law 和T.G. Milligan. 2008a. 营养海湾中贻贝水产养殖对沉积物有机富集的影响。Mar Ecol. Prog. Ser. 363: 137-149。

Hargrave, B.T., Holmer, M., Newcombe, C.P. 2008b. 根据生物地球学指标, 海洋沉积物中有机富集分类。Mar. Poll. Bull. 56: 810-824。

Hatcher, A., Grant, J., Schofield B., 1994年, 悬浮贻贝养殖(贻贝属)对海湾中沉积物、底栖呼吸和沉积物营养动力学的影响。Mar. Ecol. Prog. Ser. 115, 219-235。

Hartstein, N.D., Rowden, A.A., 2004年, 贻贝养殖生物沉积物对不同水动力动态中大型无脊椎动物聚集物的影响。Mar. Environ. Res. 57, 339-357。

Hauser L, GJ Adcock, PJ Smith, JH Bernal Ramirez, 和GR Carvalho. 2002年, 新西兰大马哈鱼(金赤鲷)过度繁殖群体中小随体多样性和有效群体大小。美国科学国家科学院会议记录99:11724-11747。

Hedgecock D. 1994年 — 繁殖成功变异性是否限制海洋生物的有效群体大小? 海洋生物的遗传与进化。由AR Beaumont所编, pp. 122-134。伦敦: Chapman & Hall。

Hedgecock D, 和FL Sly. 1990年, 太平洋牡蛎孵化繁殖的基因漂变和有效群体大小。水产养殖88: 21-38。

Hedgecock D, 和K Coykendall. 2007年 – 孵卵富集的遗传危险: 好的、差的、未知的。水产养殖活动的生态和遗传关系。由TM Bert所编, pp. 85-101。Dordrecht: Springer。

Hedgecock D, V Chow, 和R Waples. 1992年, 根据等位基因频率暂时变化估算贝类动物种窝的有效种群数量。水产养殖108:215-232。

- Hedgecock D, S Edmands,和P Barber. 2007a, 测量连通性的基因方法。海洋学20:70-79。
- Hedgecock D, S Launey, AI Pudovkin, Y Naciri, S.Lapègue, 和F Bonhomme. 2007b. 根据自然孵出幼年个体的欧洲牡蛎来推测父母有效数量。海洋生物学150:1173–1182。
- Hedrick P. 2005年, 较大的繁殖成功变异性和Ne/N比率。进化59:1596-1599。
- Hindar K, IA Fleming, P McGinnity, 和A Diserud. 2006年, 鲑鱼养殖对野生鲑鱼的遗传和生态影响: 实验室结果模型。国际理事会海洋科学海洋杂志63:1234-1247。
- Hoover CA, 和 PM Gaffney. 2005年, 东部牡蛎(美洲巨蛎)核基因的地理变异。贝类研究杂志24:103-112。
- 国际海洋考察理事会(ICES)。2005年, 引进和转移海洋生物 方面的ICES惯例法2005. 30 pp. 哥本哈根: ICES。
- Inglis, G.J., Hayden, B.J., Ross, A.H., 2000年, 综述贻贝繁殖中沿岸海湾承载能力的影响因素。NIWA, 克莱斯特切奇市。客户报告 CHC00/69: vi+31 p. IUCN 2009. IUCN濒危物种红色列表, 版本2009.2。
- Karl SA, 和JC Avise. 1992年, 细胞核RFLP中牡蛎异型酶位点的平衡选择。科学256:100-102。
- Jaramillo, E., Bertran, C., Bravo, A., 1992年, 智利南部河口中的贻贝生物沉积作用。Mar. ecol. Prog. Ser. 82, 85-94。
- Joyce, S.,和I. Thomson. 1999年, 获得社会经营许可: 拉丁美洲的社会可接受性和资源开发。矿业杂志6月11日, 441。
- Kaspar, H., Gillespie, P., Boyer, I.C., MacKenzie, A.L., 1985年, 贻贝水产养殖对新西兰凯马尔堡峡湾、内普鲁峡湾中氮循环和底栖生物群落的影响。Mar. Biol. 85, 127–136。
- Lasiak, T.A., Underwood, A.J., Hoskin, M., 2006年, 实验评估延绳钩贻贝养殖对开发沿海海岸中底层水生动物的潜在影响。Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst. 16, 289-300。
- Lee HJ, 和EG Boulding. 2007年, 太平洋东北部无脊椎腹足类动物(海螺)空间和时间方面的线粒体DNA变异。分子生态学16:3084–3103。
- Lee HJ, 和EG Boulding. 2009年, 太平洋东北部四种玉黍螺无脊椎腹足类动物的时空群体遗传结构: 幼体发育模式对一个线粒体和两个核DNA标记的影响。分子生态学doi: 10.1111/j.1365-294X.2009.04169.x。
- Li G,和D Hedgecock. 1998年, 在太平洋牡蛎幼体(长牡蛎 Thunberg)样品中, PCR-SSCP检测的遗传异质性, 其可支持繁殖成功变异性假设。加拿大渔业和水产科学杂志55:1025-1033。

- Loosanoff VL, 和CA Nomejko. 1951年, 在生理上存在不同种类的牡蛎(美洲巨蛎)。生物学公告 101:151-156。
- MacKenzie, C.L. (2007). 东部牡蛎数量降低的潜在原因(美洲巨蛎, Gmelin, 1971) J. 贝类. Res. 26(4)927-938。
- Mallet, A.L., Carver, C.E., Landry, T., 2006年, 牡蛎养殖对加拿大东部底栖环境的影响。水产养殖255, 362-373。
- Mann R编辑, 1979年, 海洋生物养殖中的外来种。剑桥: The MIT Press。
- Mattsson, J., Linden, O., 1983年, 贻贝底栖动物演替(贝壳类, 无脊椎双壳纲), 悬挂在延绳钩上养殖。Sarsia 68, 97-102。
- McDonald JH, BC Verrelli, 和LB Geyer. 1996年, 缺乏美洲牡蛎中无特性细胞核多态性的地理变异(美洲巨蛎)。分子生物学与进化13:1114-1118。
- McGinnity P, P Prodohl, K Ferguson, R Hynes, N O'Maoileidigh, N Baker, D Cotter, B O'Hea, D Cooke, G Rogan, J Taggart, 和T Cross. 2003年, 由于与逸出的养殖场鲑鱼的相互影响, 大西洋鲑鱼(安大略鲑)野生群体的适合性降低和潜在灭绝。英国伦敦皇家学会会议记录, B系列, 生物学270:2443-2450。
- Miller, R.R. et al. 1989年, 上世纪北美洲渔业灭绝。渔业14: 22-38.。濒临灭绝渔业的状态。
- Miron, G., Landry, T., Archambault, P., Frenette, B., 2005年, 贻贝养殖管理方法对各种底栖生物特性的影响。水产养殖250, 138-154。
- Mirto, S., Rosa, R.L., DanoVaro, R., Mazzola, A., 2000年, 微生物和较小型水底生物对地中海西部海岸沉积物中集中贻贝农业生物沉积作用的响应。海洋污染公告40, 244-252。
- National Research Council (NRC). 2004年, 切萨皮克湾中非原生牡蛎。美国华盛顿国家学术出版社。
- Naylor RL, SR Williams, 和DR Strong. 2001年, 水产养殖—外力物种的途径。科学294:1655-1656。
- Nell JA. 2002年, 养殖三倍体牡蛎。水产养殖210:69-88。
- Palumbi SR, 和D Hedgecock. 2005年—海洋生命: 海洋种群生物学对保护政策的影响。海洋保护政策, 由EA Norris 和 LB Crowder所编, pp. 33- 46. 美国华盛顿: 岛屿出版社。
- Pearson, T.H. 和Rosenberg, R., 1978年, 涉及有机富集和海洋环境污染的大型底栖动物演替。Oceangr. Mar. Biol. Ann. Rev. 16, 229-311。
- Piferrer F, A Beaumont, J-C Falguière, M Flajšhans, P Haffray, L Colombo. 2009年, 多倍体鱼类和贝类: 生产、生物和应用, 水产养殖性能改进和基因控制。水产养殖293:125-156。

- Reeb CA, 和JC Avise. 1990年, 美国牡蛎中连续分布物种-线粒体DNA方面的遗传不连续性。
遗传学 124:397-406。
- Ryman, N., 和L. Laikre. 1991年, 支持性养殖对基因方面有效群体大小的影响。保护生物学5: 325–329。
- Sargsyan O, 和J Wakeley. 2008年, 同时多次合并海洋生物中相近遗传因子系统的结合过程。理论种群生物学74:104-114。
- Shaw, K.R., 1998年, PEI 底栖生物调查。Tech. Rep. Environ. Sci. 4, iv+95 pp。
- Smaal, A.C. & T.C. Prins, 1993年, 通过双壳悬浮物摄食者河床吸收有机物和释放无机营养。In: Dame, R.F. (ed), 河口和海滨生态系统过程中的双壳滤食动物, NATO ASI 系列, G系列, 生态科学, 第33卷。Springer- Verlag, 柏林, p. 271-298 Dame RF 和 Prins TC (1998) 海滨生态系统中的双壳承载能力。水生生态学 31: 409-421。
- Smith E.P., D.R. Orvos和J. Cairns. 1993年, 控制影响模式使用前后的影响评估: 关注和评论。Can. J. Fish. Aquat. Sci. 30: 627-637。
- Smith, J., Shackley, S.E., 2004年, 商业贻贝(贝壳类)对潮下、松软沉积物底栖生物群落的影响。Mar. Ecol. Prog. Ser. 282-191。
- Sokal R.R. 和F.J. Rohlf. 1995年, 生物计量学, 第三版, Freeman and Co., 纽约。
- Stenton-Dozey, J.M.E., Jackson, L.F., Busby, A.J., 1999年, 贻贝养殖对南非萨尔达尼亚湾中大型底栖生物群落结构的影响。Mar. Pollut. Bull. 39, 357-366。
- Stenton-Dozey, J., Probyn, T., Busby, A., 2001年, 贻贝(紫贻贝)卵筏养殖对南非萨尔达尼亚湾底栖动物氧气吸收和氮流通的影响。Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58, 1021-1031。
- Tenore, K.R., Corral, J., Gonzalez, N., 1985年, 贻贝养殖对西班牙西北部加利西亚海岸中食物模式和生产的影响。ICES CM 1985/F. 62。
- 热电集团。2003年, Orion 银/硫电极使用手册。Beverly, MA Thorson G. 1950年, 海洋底部无脊椎动物的生殖和幼虫生态学。生物学评论25:1-45。
- Turner TF, JP Wares, 和JR Gold. 2002年, 基因有效大小为数量级小于盛产、依靠河口的海洋鱼类(美国红鱼)中成熟种群普查的三倍。遗传学162:1329-1339。
- Underwood A.J. 1991年, "Beyond BACI": 试验设计用于检测人类环境对自然总体时间变化的影响。Aust. J. Mar. Freshwat. Res. 42: 569-587。
- Underwood A.J. 1992年, Beyond BACI: 检测环境对群体影响。J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 1616: 145-178
- Underwood A.J. 1994年, On Beyond BACI: 可靠检测环境失调的抽样设计。Ecol. Appl. 4: 3-15

- Waples RS. 2002年, 评估阶段特异性生存对 N_e/N 比率的影响。分子生态学11:1029-1037。
- Ward RD. 2006年, 识别空间种群结构在重新补进和资源增殖方面的重要性。渔业研究80(1):9-18。
- Weise A.M., C.J. Cromey, M.D. Callier, P. Archambault, J. Chamberlain 和C.W. McKindsey. 2009年, 贝类-DEPOMOD: 展示悬浮贝类水产养殖生物沉积和评估底栖生物影响。水产养殖288: 239-253。
- Wildish D.J., Akagi H., Hamilton N. 和Hargrave B.T. 1999年, 监控沉积物以检测芬迪湾海洋生物养殖有机富集的建议方法。Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2286, *iii* + 31 p
- Whitfield M. 1969年, Eh 作为河口研究中的运行参数。Limnol. Oceanogr. 14: 547-558。
- Winemiller KO, 和KA Rose. 1992年, 北美洲渔业中多样化模式: 种群调节影响。加拿大渔业和水产科学杂志49:2196-2218。
- Wong AC, 和AL Van Eenennaam. 2008年, 基因工程鱼生殖控制的转基因方法。水产养殖275:1-12。

ASC感谢贝类养殖指导委员会成员对管理进程的敬业工作和承诺。

- Bill Dewey: 泰勒贝类
- Peter Cranford: 贝德福德海洋学研究所
- Bob Rheault: 东海岸贝类种植者协会
- Mike Mandeno: 新西兰水产养殖
- Ken Grange: 水和空气国家研究所（新西兰）
- Francene Wineti: Te Ohu Kai Moana
- Aad Smaal: 瓦格宁根大学
- Paddy Walker: 瓦登海海洋学会
- Tom Pickerell 和 David Jarrad: 英国贝类协会
- Antonio Hervas: 全球信任认证
- Corey Peet: 大卫·铃木基金会
- Sandy Shumway: 康涅狄格大学
- Colin Brannen: WWF