

文章编号: 1000-0615(2006)01-0081-09

菲律宾蛤仔养殖对底质 AVS 影响的模拟实验

祁铭华^{1,2}, 曲克明¹, 马绍赛¹, 辛福言¹, 李秋芬¹, 乔向英¹

(1. 中国水产科学研究院黄海水产研究所农业部海洋渔业资源可持续利用重点开放实验室, 山东 青岛 266071;
2. 南通大学化学化工学院, 江苏 南通 226007)

摘要: 采用模拟实验方法, 研究了菲律宾蛤仔养殖对底质酸挥发硫的影响, 分析了酸挥发硫与其他底质环境因子的关系。结果表明, 菲律宾蛤仔养殖会增加底质中酸挥发硫的含量, 而且酸挥发硫含量随养殖密度增加而升高; 与酸挥发硫密切相关的环境因素有底质温度、氧化还原电位(Eh)值、有机物(OM)含量、 Fe^{3+}/Fe^{2+} 比值、硫酸盐还原菌(SRB)数量; 菲律宾蛤仔的养殖导致沉积物中 SEM 和 AVS 的比值小于 1, 束缚了重金属的生物活性或生物毒性。

关键词: 酸挥发性硫; 菲律宾蛤仔; 养殖; 底质; 模拟实验

中图分类号: X171; S968.31 文献标识码: A

A simulation experiment on the effect of *Ruditapes philippinarum* culture on acid volatile sulfide in sediments

QI Ming-hua^{1,2}, QU Ke-ming¹, MA Shao-sai¹, XIN Fu-yan¹, LI Qiu-fen¹, QIAO Xiang-ying¹

(1. Key Laboratory for Sustainable Utilization of Marine Fisheries Resources, Ministry of Agriculture;
Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Science, Qingdao 266071, China;
2. College of Chemistry and Chemical Engineering, Nantong University, Nantong 226007, China)

Abstract: The sulfide in mariculture environments could not only influence directly the seawater environmental qualities and result in impairments of the organisms cultured, but also induce the aging of mariculture environments. In this paper a simulation experiment was carried out to study the effect of clam (*Ruditapes philippinarum*) culture on the acid volatile sulfide (AVS) in sediments and to analyze the relations between AVS and other experimental factors. The aim of this study was to offer theoretical base for ecological rehabilitation in aging mudflat of mariculture areas. In this paper the experimental ecology method was used in laboratory. The period of the simulation experiment persisted for 4 months from August 23 to December 24 in 2003. The experiment site was located in the scientific base of Yellow Sea Fisheries Research Institute in Xiaomaidao, Qingdao. The 7 plastic experimental containers (60 cm × 35 cm × 25 cm) were filled with 15 cm mud fetched from Rushan Bay. The mean weight and length of the clams tested were 5.87 g and 3.19 cm respectively. The clam culture densities were classified into high ($5\ 233\ g\ m^{-2}$), middle ($3\ 733\ g\ m^{-2}$), low ($2\ 233\ g\ m^{-2}$) densities and the control ($0\ g\ m^{-2}$). The intervals of the sampling were 10 day (3 times), 15 day (4 times) and 30 day respectively. The items of determinations included AVS, temperature, redox potentials (Eh), organic matter (OM), active iron, heavy metals, sulfate reducing-bacteria (SRB) and the simultaneous extracted metals (SEM). The mean values were used to illuminate the effect of clam cultures on the AVS. The results showed that the clam culture activities could affect the concentration of AVS. The AVS concentrations of the 3 tests were higher than that of the control, and became higher with the increase of the culture densities. Meanwhile, the tendencies of the AVS concentration were just the same at different temperatures.

收稿日期: 2005-04-27

资助项目: 国家自然科学基金项目(30571438); 山东省科技厅项目(012110116); 中国水产科学研究院基金项目(2001-4-5)

作者简介: 祁铭华(1976-), 女, 江苏南通人, 助教, 主要从事海洋化学研究。E-mail: rch_qi@sira.com.cn

通讯作者: 曲克明, Tel: 0532-85836341, E-mail: qukm@ysfri.ac.cn

The relation between Eh and AVS was negative correlation, the coefficients of them in middle and high densities tests were $r = -0.6867$ ($P < 0.05$) and $r = -0.6621$ ($P < 0.05$), respectively. The relation between OM and AVS was positive correlation, the coefficients of them in high densities tests was $r = 0.6919$ ($P < 0.05$). Both of the highest value of Fe^{3+}/Fe^{2+} and the concentration of AVS appeared at the middle of the experimental period. The relation between SRB and AVS was positively correlated, the coefficient of them in low and middle densities tests were $r = 0.7591$ ($P < 0.05$) and $r = 0.8317$ ($P < 0.05$), respectively. The values of SEM/AVS among all the 3 tests and the control were lower than 1. It was concluded that the clam culture could increase the concentration of AVS in the sediments, and that the concentrations of AVS became higher with the increase of culture density. It was the values of temperature, redox potential, organic matter, Fe^{3+}/Fe^{2+} and the number of sulfate reducing bacteria in the sediments that were correlative with the concentration of AVS. The clam culture induced decrease in the ratio of SEM to AVS, which became lower than 1, so that the biological activity and/or toxicity of these heavy metals were restricted. There are many factors that may affect AVS in shellfish culture environments. To quantify the relationships among them exactly, a lot of field mud flat simulation experiments need to be practiced.

Key words: acid volatile sulfides(AVS); *Ruditapes philippinarum*; culture; sediment; simulation experiment

酸挥发硫(AVS)是根据“操作过程”定义的几种硫化物的总称,通常是指沉积物中通过浓度为 $1\sim 6\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 酸度的盐酸处理可挥发释放出 H_2S 的硫化物,实际测量以 S^{2-} 表示^[1]。20世纪60年代以来,许多学者对海洋沉积物中铁硫化物的生成等进行了大量研究^[2-4],认为只有在海洋沉积物中才有显著含量的 AVS 存在,AVS 的含量的影响因素主要为,有机物的供给、硫酸盐的还原及沉积物的氧化还原状况等。同时,由于沉积物中 AVS 能够控制沉积物间隙水中游离态重金属离子的浓度,因此,AVS 已经成为沉积物质量评价的有效标准。菲律宾蛤仔的养殖活动对沉积环境中酸挥发性硫化物的影响主要表现为,生物沉降活动产生的颗粒有机物使得海洋沉积物中的活性有机颗粒物增加,底质硫酸盐还原反应加强,该还原反应会导致养殖环境底质中金属硫化物和溶解态硫化氢的大量产生^[5-9]。养殖环境中 H_2S 或硫化物不但会影响海水环境质量,对养殖生物造成直接危害,还是导致养殖环境老化的主要因素^[10]。菲律宾蛤仔是我国主要的滩涂养殖贝类之一,是出口创汇的大宗产品。因此,菲律宾蛤仔养殖与 AVS 关系的研究对开展养殖环境的优化、老化养殖区域的生态修复以及贝类的养殖模式等方面的工作具有重要意义。

本实验于2003年8月开始,在青岛小麦岛实验基地进行菲律宾蛤仔养殖和生物沉降活动的模拟实验。主要研究不同养殖周期和不同养殖密度条件下,菲律宾蛤仔的养殖活动对沉积环境中 AVS 的影响,并分析了氧化还原电位(Eh)、有机质、活性铁、重金属(Cu、Zn、Pb、Cd)及硫酸盐还

原菌等底质环境因子的变化与 AVS 变化的关系,旨在防治养殖海区的老化和养殖滩涂的生态修复提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 实验材料

实验容器为7个等体积塑料泡沫箱($60\text{ cm}\times 35\text{ cm}\times 25\text{ cm}$),经浸泡、洗涤后编号为0、1、2、3、4、5、6;底质材料(底泥),取自乳山湾滩涂,经风干、通过30目筛网去掉大颗粒砂石后,铺于实验箱内,至厚度约为15 cm。实验贝类取自乳山湾人工放养的菲律宾蛤仔,平均体重5.87 g,平均体长3.19 cm。

1.2 实验方法与样品采集

实验方法 实验设置3个不同密度组(见表1),每个密度组有2个平行样。0为对照组,1、2为低密度组,3、4为中密度组,5、6为高密度组。实验海水来自青岛近岸海水,直接将自然海水用管道引入500 mL 聚乙烯贮水缸内,再从贮水缸分别接出7根塑料管,分别流入7个实验箱内。为保证各实验组水流和水量的平均与稳定,贮水缸在向各实验容器供水的同时,不断由自然海水向贮水缸注水,且注水量略大于流出量以保持水位的恒定;另外,7个实验箱内均匀分布在贮水缸四周,且水管的长度和入水口的位置保持相同。每个实验箱在距底部20 cm处钻1个小孔,以保持各实验箱5 cm的水深。每天停水2 h,模拟海区潮汐状况,在此期间,采用向实验箱中投入相同数量单细胞藻(金藻3011)的方法,以加快生物沉降,缩短实验周期。在投放单胞藻2 h后再接

通水管, 采用常流水养殖, 整个实验期间不充气。

表 1 不同组菲律宾蛤仔放养量及密度

Tab. 1 The weights of *R. philippinarum* and the culture densities

编号 No.	放苗量(g) weights	密度($g \cdot m^{-2}$) densities
0	0	0
1	469	2 233
2	469	2 233
3	784	3 733
4	784	3 733
5	1 099	5 233
6	1 099	5 233

样品采集时间 2003 年 8 月 23 日放养菲律宾蛤仔之前先测定空白值。8 月 23 日- 9 月 23 日, 每隔 10 d 取样 1 次, 共取 3 次; 9 月 23 日- 11 月 24 日, 每隔 15 d 取样 1 次, 共取 4 次; 11 月 24 日- 12 月 24 日, 间隔 30 d, 取样 1 次。

采样方法 取样前先停水, 每个实验箱底质划分 9 个小区域。在每个实验箱的 9 个小区域随机取样, 采集表层以下 0~ 4 cm 的泥样。采集的泥样分 3 份, 每份约 15 g, 1 份封闭于聚乙烯袋中低温保存, 用于实验室测定 AVS、同步提取金属 SEM 和活性铁, 测完后把剩余样风干以备测定有机质和重金属含量; 第 2 份装入预先消毒好的微生物样管, 并保存于冰瓶, 带回实验室测定硫酸盐还原菌及总菌; 第 3 份于 110 °C 烘干称重测定水分。采样结束后, 在 3 个不同密度组的实验箱投放海藻, 喂养 2 h 后接通塑料水管, 保证海水常流水。

1.3 样品的测定

温度、pH 及 Eh 的测定 将每个实验箱分成 9 个小区域, 每个小区域均随机插入温度计、复合电极、铂电极和饱和甘汞电极, 测定各区域沉积物中温度、pH、Eh 值, 共测 9 个区域, 然后取平均值。

AVS 的测定 AVS 测定采用改进后的碘量法^[11]。连接装置采用高纯 N₂ 作为 H₂S 载气, 调整 N₂ 流量为 40 cm³·min⁻¹, 反应前在装置中通氮气 10 min, 除去反应瓶及吸收溶液中的溶解氧。停气后迅速用注射器注入 1: 1 HCl 溶液 15 mL(事先在 HCl 溶液中通 N₂ 10 min)。将 H₂S 反应瓶放在加热磁力搅拌器上加热, 反应 30 min 后停气, 并停止加热; 取下吸收瓶, 在两级吸收瓶

(保证 H₂S 吸收完全) 中同时加入 0.0100 mol·L⁻¹ 碘标准溶液 5.00 mL 和 1: 1 HCl 溶液 2 mL, 合并后倒入碘量瓶, 用碘量法测定 AVS 含量。

有机碳的测定 将样品按每 2 cm 分段风干, 研磨过 30 目筛, 采用重铬酸钾- 硫酸氧化法测定有机质含量。

同步浸提重金属的测定 将测定硫化物含量反应器里的颗粒悬浮液过滤, 取出上清液, 并加 1 mL(1+ 1) 盐酸清洗后离心, 再取上清液, 用重蒸水清洗两遍离心。将离心得到的溶液转入 25 mL 容量瓶, 加水至标线(同时做空白), 用原子吸收分光光度法测定 Cu、Zn、Pb、Cd 的浓度。

硫酸盐还原菌的测定 将样品按照 MPN 法稀释入 SRB 培养液中, 将各试管稀释好的样品于 30 °C 培养 7 d 后作检查, 以培养基呈现黑色并见黑色沉淀为 SRB 阳性管, 查表判断 SRB 含量^[12], SRB 含量最后以每克细胞数或每毫升细胞数表示(湿样)。

活性铁的测定 采用 1 mol·L⁻¹ HCl 提取法^[13], 分析样品的精度在 5% 以内。

1.4 数据处理

用各实验组测定的平均值说明菲律宾蛤仔养殖对底质 AVS 的影响。

2 结果与讨论

2.1 硫化物与养殖密度的关系

图 1 为不同养殖时间内硫化物与养殖密度的实验结果。在实验开始阶段, AVS 的含量基本稳定或略有下降; 从 9 月 23 日- 10 月 24 日, 各实验组底质 AVS 含量基本呈逐渐上升趋势; 从 10 月 24 日- 11 月 24 日, AVS 含量基本处于下降趋势。在整个实验过程中, 与对照组相比, 放养菲律宾蛤仔的 3 个实验组底质 AVS 含量相对较高, 这说明养殖活动对底质 AVS 产生一定影响。另外, 在同一养殖时期, 底质 AVS 含量随着养殖密度增加而增大, 这种情况在实验中期和后期表现的非常明显。在模拟实验结束时, 通过检查蛤仔的存活情况发现, 除 3 号箱和 5 号箱各死亡 1 粒外, 其他各组均未发现死亡现象。因此, 实验组 AVS 含量高于对照组的原因主要是受生物沉降的影响, 因为生物沉降率一般高于自然颗粒沉降率的 2 倍; 而生物沉降又与生物量密切相关, 其结果就表现为高密度实验组底质硫化物含量明

升高。这与张志南等^[14]报道的结果相似。

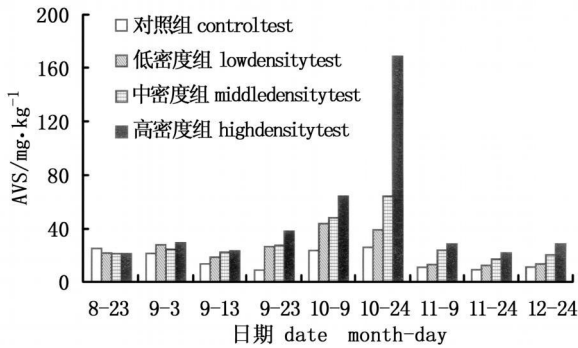


图1 AVS含量随时间的变化

Fig.1 The variation of AVS with the time

2.2 AVS与温度的关系

AVS的变化根据季节温度分两个阶段(表

2)。第一阶段是实验进行到第60天,跨越夏、秋两季,底质温度为27~15℃,底质AVS含量基本呈逐渐上升趋势;第二阶段是实验后60d,跨越秋冬两季,温度为15~6℃,随着底质温度的降低,底质AVS含量趋于稳定或减小态势。从表2还可以看出,不同温度下,随养殖密度的增加,AVS的含量亦随之增加,这种情况随养殖时间的增加表现的尤为明显。

一般而言,海洋或淡水沉积物中AVS含量存在明显季节性变化,夏季较高,冬季较低^[5]。对于养殖区,季节温度则可以通过影响菲律宾蛤仔的生命活动,间接影响沉积物中AVS的含量。菲律宾蛤仔对温度的适应范围为5~35℃,最适宜温度为18~30℃^[15]。本实验的第一阶段,底质温度处于菲律宾蛤仔的适宜温度范围,也是硫酸盐还原速率较大的季节^[16]。这就促使各实验组在实验的第60天产生了相对较高的AVS含量。

表2 不同底质温度下AVS含量的变化

Tab.2 The contents of AVS at different temperatures in the sediments

		ng·kg ⁻¹								
养殖天数(d) days of culture		0	10	20	30	45	60	75	90	120
温度(℃) temperate		27	24	24	23	21	15	12	12	4
AVS含量 content	对照组 control	25.65	21.86	14.16	9.42	24.10	26.46	11.56	9.64	11.66
	低密度 low density test	22.20	28.44	19.13	26.98	44.31	39.70	13.55	12.87	14.05
	中密度 middle density test	21.68	4.97	22.80	28.00	48.64	64.85	24.25	17.59	20.88
	高密度 high density test	21.81	29.93	23.72	38.65	64.86	169.11	29.41	22.24	29.37

2.3 Eh值对AVS的影响

图2表示实验过程中氧化还原电位Eh与AVS的关系。4个实验组中Eh值对AVS含量的影响有所不同,随着养殖时间的增加,Eh呈现先降后升的趋势,AVS亦随着出现相反的变化趋势。所有实验组Eh出现最低值的时间段均是底质AVS出现最高值的时间段,但是二者的相关性却不相同,对照组和低密度组不存在相关性,中密度组和高密度组中Eh与AVS存在显著负相关,其相关系数分别为 $r = -0.6867 (P < 0.05)$ 和 $r = -0.6621 (P < 0.05)$ 。

根据Vershinin和Rozaov等^[17]提出的理论,可将对照组和3个密度组底质分为两个主要控制区,有机质控制区($Eh = 0 \sim +200$ mV)和硫化物控制区($Eh = -60 \sim 0$ mV)。实验开始的30d内,各个实验组底质为弱还原环境,在这个时期有机质逐渐增加,Eh逐步降低,AVS逐渐升高。

实验中期的45d内(9月23日-11月9日), $Eh = -60 \sim 0$ mV,沉积物属硫系控制区,各个实验组Eh最低值和AVS的最高值均出现在此时期,而且养殖密度越大,AVS的浓度越大。实验最后45d内, $Eh = -30 \sim 110$ mV,沉积物处于硫系与有机质控制区之间,可以作为Fe、Mn主要控制区,AVS随着Eh的升高逐渐下降。模拟实验表明,Eh是影响AVS含量的关键因素之一,这与Mackey等^[18]的研究结果相似。

2.4 有机质对AVS的影响

图3表示实验过程中有机质(OM)与AVS的关系。除对照组外,其他各实验组OM浓度随养殖时间的变化基本呈先升高而后平稳或略有降低的趋势,AVS也有类似的变化,随着养殖密度的增加,底质中AVS与OM的相关性增加,在高密度组中,二者间存在明显正相关($r = 0.6919, P < 0.05$),这与张志南等^[14]报道相似。

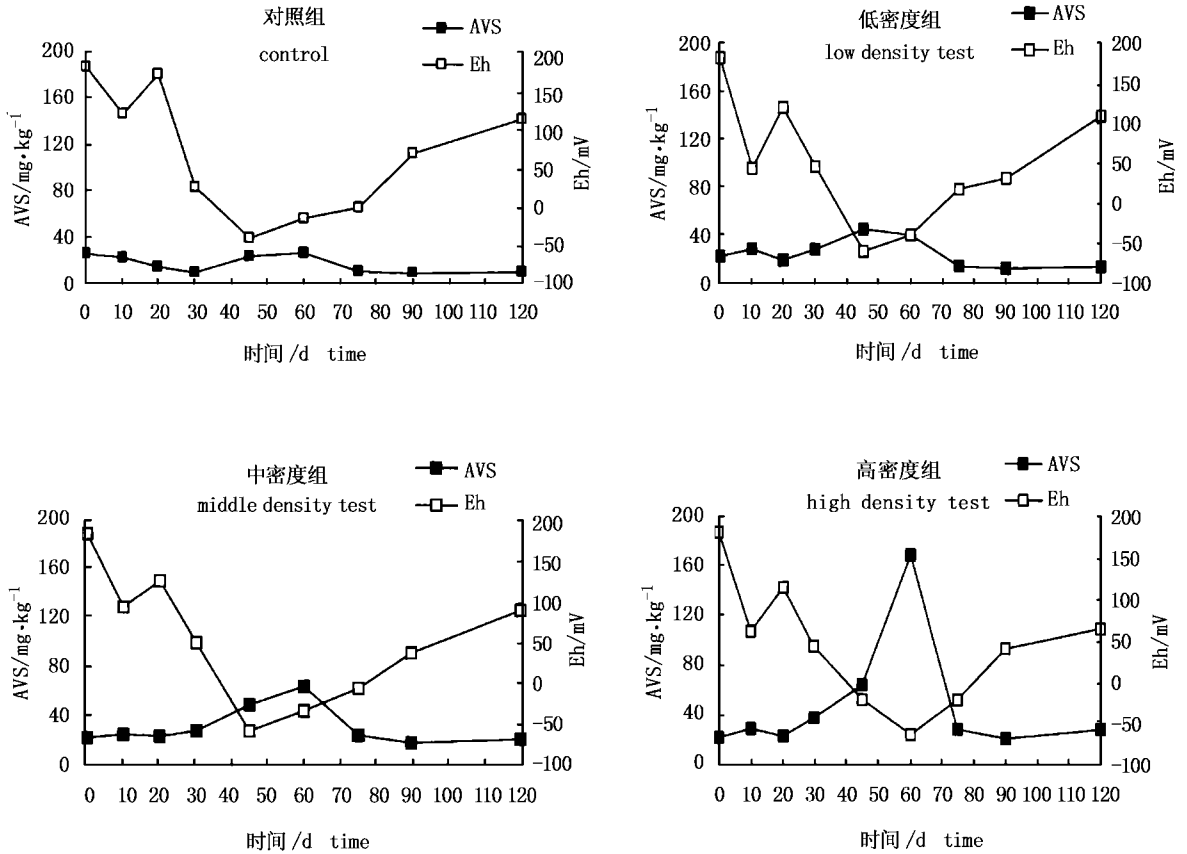


图2 底质 AVS 与 Eh 的关系

Fig. 2 The relationship between AVS and Eh in the sediments

从图 3 还可以看出, 所有实验组 OM 和 AVS 的最高值均出现在实验中期。由于沉积物中硫化物主要来源于 SO_4^{2-} 的还原^[19], 而沉积物中硫酸根还原速率相当于活性有机质分解的速率^[20], 本次模拟实验中底质有机质来源主要是菲律宾蛤仔的假粪和粪便, 因此在合适的环境条件下, 随养殖密度的增加, 生物沉降速率越大, 沉积物中有机质转化为无机质的反应速率也越高, 而后随温度的降低, 菲律宾蛤仔的代谢降低, 底质中 OM 含量趋于平稳或降低。

2.5 Fe^{3+}/Fe^{2+} 值与 AVS 的关系

根据海洋沉积物的氧化还原环境区分标准, 可将沉积物环境划分为氧化区 ($Fe^{3+}/Fe^{2+} > 3$)、弱氧化区 ($Fe^{3+}/Fe^{2+} = 1 \sim 3$) 和还原区 ($Fe^{3+}/Fe^{2+} < 1$ 三种类型^[21])。图 4 表示实验过程中 Fe^{3+}/Fe^{2+} 与 AVS 的关系。在整个实验过程中所有实验组的底质基本属于还原环境; 除了对照组外, 其他 3 个实验组底质中 Fe^{3+}/Fe^{2+} 随养殖时

间的变化基本呈先降后升的趋势, AVS 具有相反的变化趋势; Fe^{3+}/Fe^{2+} 最低值与 AVS 最高值均在实验中期。这和本文讨论的 Eh 与 AVS 的关系有相似之处, 这是因为 Fe^{3+}/Fe^{2+} 值可以用来表征沉积物的氧化还原环境, 因此可以用 Fe^{3+}/Fe^{2+} 比值预测 AVS 可能出现高值的时间段。

2.6 硫酸盐还原菌与 AVS 的关系

图 5 表示硫酸盐还原菌 (SRB) 与 AVS 的关系。可以看出, 所有实验组 SRB 随时间的变化均呈先升后降趋势, AVS 也呈类似的变化; 各个实验组 SRB 和 AVS 的最高值基本同步出现在养殖中期, 只有高密度组 AVS 最高值较 SRB 最高值滞后 15 d; 在同一养殖时段, 随养殖密度的增加, SRB 数量和 AVS 含量亦相应提高; 低密度实验组和中密度实验组 AVS 与 SRB 间存在明显的正相关, 其相关系数分别为 $r = 0.7591 (P < 0.05)$ 和 $r = 0.8317 (P < 0.05)$, 高密度实验组由于最高值的不同步, 其相关性反而不显著。

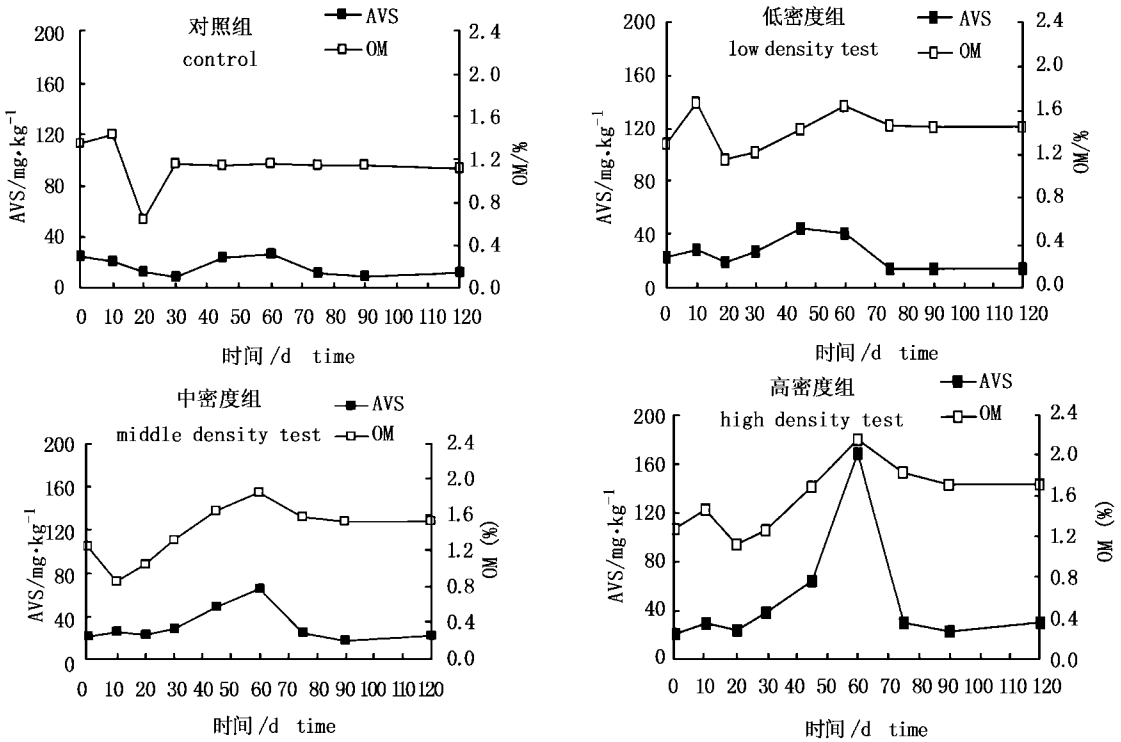


图3 底质 AVS 与 OM 的关系

Fig. 3 The relationship between AVS and OM in the sediments

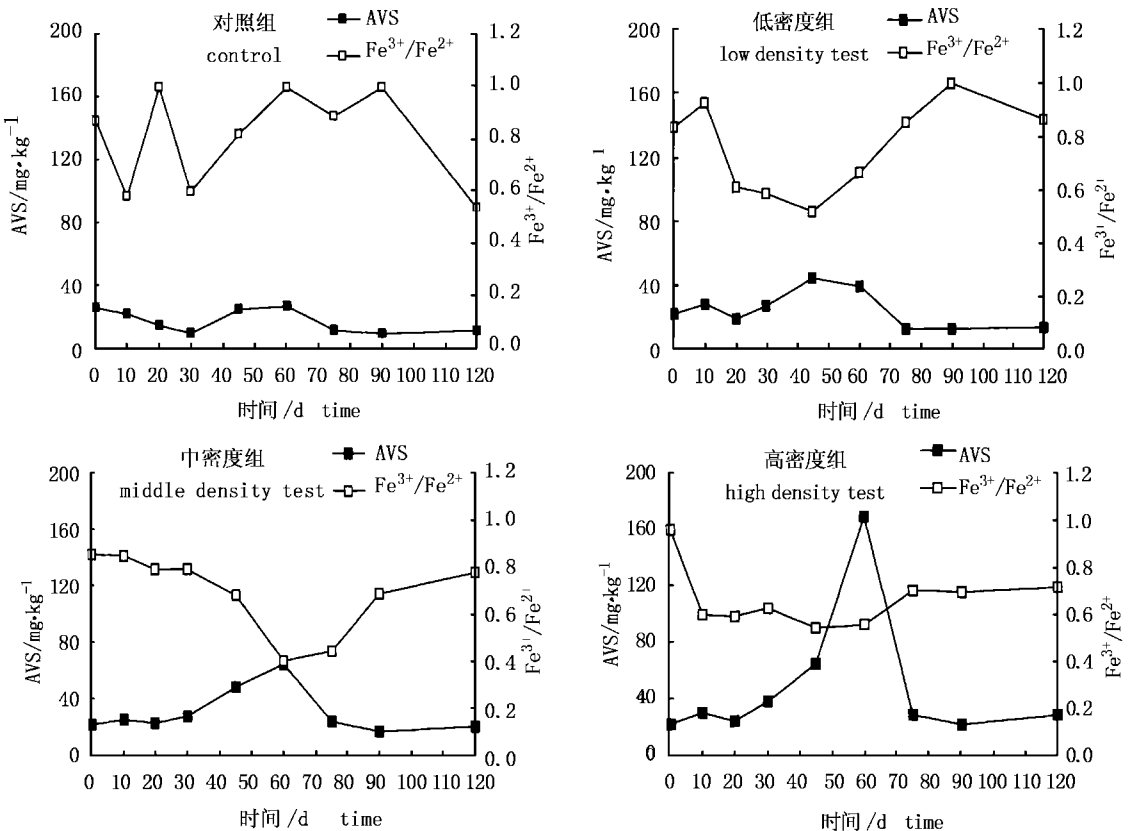


图4 底质 AVS 与 Fe³⁺ / Fe²⁺ 的关系

Fig. 4 The relationship between AVS and Fe³⁺ / Fe²⁺ in the sediments

因为硫酸盐还原菌 SRB (sulfate reducing-bacteria) 是硫酸盐还原者, 沉积物中 AVS 的产生主要受 SRB 的控制^[12], 而 SRB 在较低的氧化还原条件下($Eh < -100$ mV) 活性较高^[22]。本次模

拟实验中期底质 Eh 值为 $-60 \sim 0$ mV, 沉积物属硫系控制区, 因此出现 SRB 的高峰期, AVS 的含量亦相应较高。

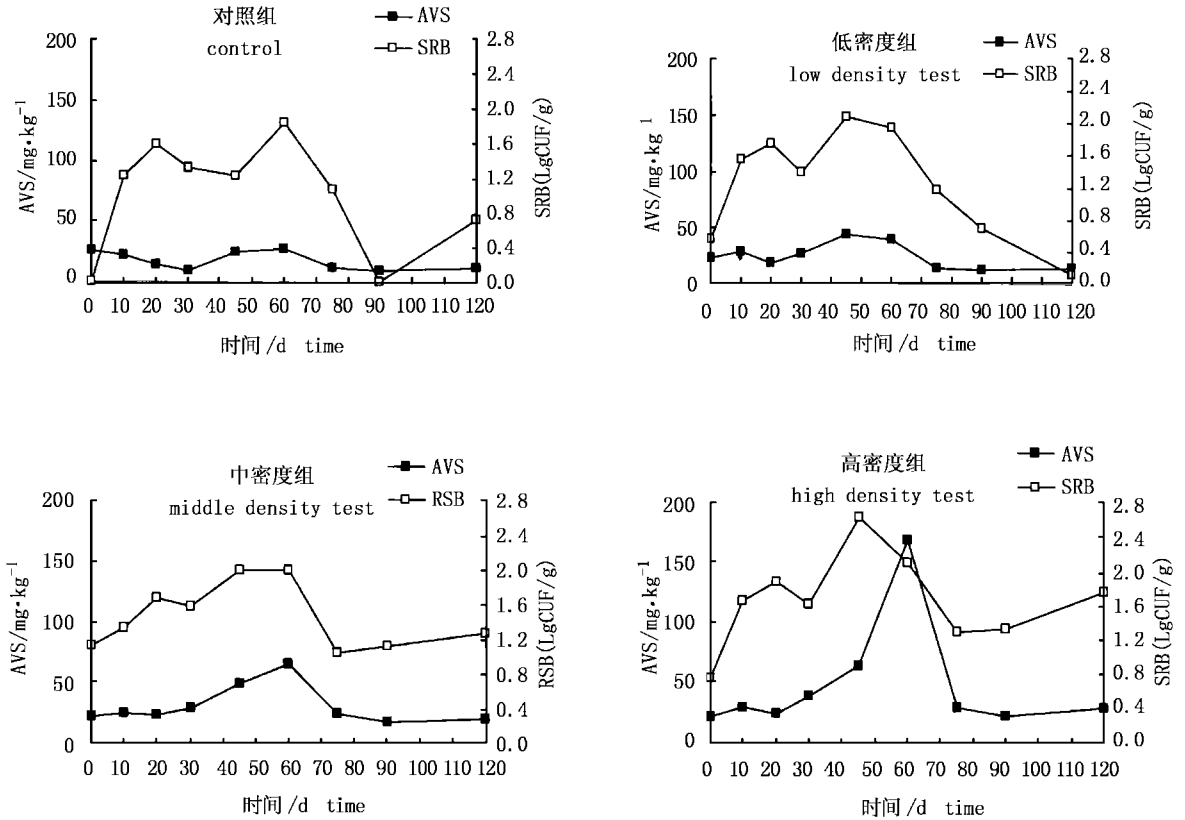


图5 底质 AVS 与 SRB 的关系

Fig. 5 The relationship between AVS and SRB in the sediments

2.7 SEM 与 AVS 的关系

沉积物中 AVS 同步提取的二价有毒金属 SEM (simultaneous extracted metal) 与 AVS 之比 $[SEM]/[AVS] < 1$ 时, 沉积物间隙水中重金属的自由离子难以存在, 因此不存在化学活性或生物毒性; 当 $[SEM]/[AVS] > 1$ 时, 间隙水中重金属浓度明显存在和增加, 产生生物毒性。因此 $[SEM]/[AVS]$ 值可用作预测沉积物中重金属 (Cu, Zn, Pb, Cd) 生物有效性的参数指标^[23-25]。

图 6 表示 SEM 与 AVS 的变化情况。可以看出, 在整个实验过程中所有实验组的 SEM 数量变化较小, 且与 AVS 的比率均基本小于 1, 说明重金属 (Cu, Zn, Pb, Cd 等) 不再具有生物有效性

或生物毒性, 但硫化物潜在的生物毒性却会随 AVS 含量的增加和 $[SEM]/[AVS]$ 的减少而增加。另外, 由于不同金属硫化物的溶度积差异, AVS 对不同重金属生物有效性的控制强度有所不同, 因此 AVS 和 SEM 的浓度对沉积物中重金属的分布具有重要影响。

3 结论

在自然条件下, 影响贝类养殖沉积环境 AVS 的因素繁多复杂, 这些因素主要包括有机物自然沉降、贝类的生命活动及生物沉降、底质和水体的微生物组成及化学组成等, 而这些影响因素之间又会产生相互影响。

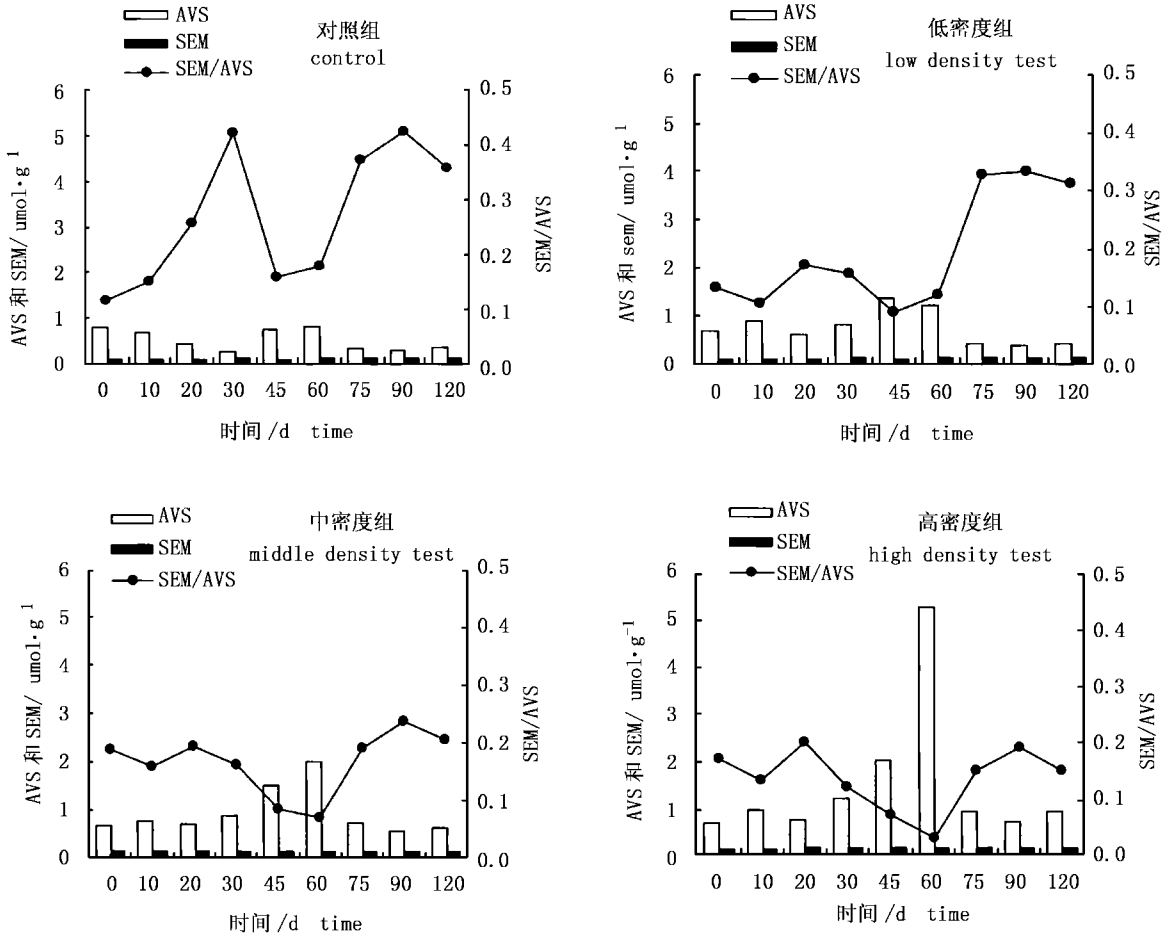


图6 底质 AVS 与 SEM 的关系

Fig. 6 The relationship between AVS and SEM in the sediments

另外,在模拟实验中海水的物理流态、流速及流量等都对底质 AVS 的产生和流失产生直接影响。因此,本次模拟实验结果与实际情况存在一定差异。尽管如此,通过本次模拟实验可以得到以下结论:(1) AVS 是自然条件下硫酸根离子还原反应的产物,菲律宾蛤仔的养殖会加快该反应速度,并增加底质中 AVS 的含量,底质 AVS 含量随养殖密度增加而升高,但并不随养殖时间持续增加;(2)与 AVS 密切相关的环境因素有底质温度、氧化还原电位(Eh)值、有机物(OM)含量、 $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ 比值、硫酸盐还原菌(SRB)数量。(3)菲律宾蛤仔的养殖导致沉积物中 SEM 和 AVS 的比值小于 1,束缚了重金属的生物活性或生物毒性。

参考文献:

- [1] 刘景春, 严重玲, 胡俊. 水体沉积物中酸挥发性硫化物研究进展[J]. 生态学报, 2004, 24(4): 812-818.
- [2] 王飞越, 汤鸿霄. 水体沉积物中的酸挥发性硫化物(AVS)及其对沉积物环境质量的影响[J]. 环境科学进展, 1997, 5(1): 1-8.
- [3] Morse JW, Millero FJ, Comwell J C, *et al.* The chemistry of hydrogen sulfide and iron sulfide systems in nature waters[J]. Earth Sci Rev, 1987, 42: 1-42.
- [4] 方涛, 徐小清. 水体沉积物中酸挥发性硫化物的研究进展[J]. 水生生物学报, 2001, 25(5): 508-515.
- [5] Canfield D E. Sulfate reduction and oxic respiration in marine sediments: implications for organic carbon preservation in euxinic environments[J]. Deep Sea Research, 1989, 36: 121-138.
- [6] Thamdrup B, Canfield D E. Pathways of carbon oxidation in continental marine sediments off central Chile[J]. Limnology and Oceanography, 1996, 41: 1629-1650.

- [7] Jorgensen B B. The sulfur cycling of a coastal marine sediment (Limfjorden, Denmark) [J]. *Limnol Oceanogr*, 1977, 22: 814 - 831.
- [8] Herrichs S M, Reeburgh W S. Anaerobic mineralization of marine sediment organic matter: rates and the role of anaerobic processes in the oceanic carbon economy [J]. *Geomicrobiology Journal*, 1987, 5: 191- 238.
- [9] Kostka J E, Thamdrup B, Glud R N, *et al.* Rates and pathways of carbon oxidation in permanently cold Arctic sediments [J]. *Marine Ecology Progress Series*, 1999, 180: 7 - 21.
- [10] 何国民, 卢婉娴, 刘豫广, 等. 海湾网箱渔场老化特征分析 [J]. *中国水产科学*, 1997, 14(5): 76- 80.
- [11] 霍文毅, 李全生, 马锡年. 胶州湾养殖区沉积物中酸挥发性硫的研究 [J]. *地理科学*, 2001, 21(2): 135- 139.
- [12] 陈皓文. 海洋硫酸盐还原菌及其活动的经济重要性 [J]. *黄渤海海洋*, 1998, 16(4): 64- 73.
- [13] 王利群, 刘清玉, 何小勤, 等. 崇明东滩沉积物有机碳的分布及影响因素 [J]. *海洋地质动态*, 2004, 20(8): 30- 32.
- [14] 张志南, 周宇, 韩洁, 等. 应用生物扰动实验系统 (Annular Flux System) 研究双壳类生物沉降作用 [J]. *青岛海洋大学学报*, 2000, 30(2): 270- 276.
- [15] 王如才, 王昭萍, 张建中, 等. 海水贝类养殖学 [M]. 青岛: 青岛海洋大学出版社, 1993. 304.
- [16] 宋金明. 中国近海沉积物- 海水界面化学 [M]. 北京: 海洋出版社, 1997. 138- 141.
- [17] Vershinin A V, Rozanov A G. The platinum electrode as an indicator of redox environment in marine sediment [J]. *Marine Chemistry*, 1983, 14: 1- 15.
- [18] Mackey A P, Mackay S. Special distribution of acid-volatile sulfide concentration and metal bioavailability in mangrove sediments from the Brisbane River, Australia [J]. *Environmental Pollution*, 1996, 93(2): 205- 209.
- [19] Allen H E, Fu G, Deng B. Analysis of acid-volatile sulfide (AVS) and simultaneously extracted metals (SEM) for the estimation of potential toxicity in aquatic sediments [J]. *Environ Toxicol Chem*, 1993, (12): 1441- 1453.
- [20] Nedwell D D. Benthic microbial activity in Antarctic coastal sediment at Signey Island, South Orkney Islands Estuary [J]. *Coast Shelf Sci*, 1989, 28: 507- 516.
- [21] 李学刚, 吕晓霞, 孙云明, 等. 渤海沉积物中的活性铁与其氧化还原环境的关系 [J]. *海洋环境科学*, 2003, 22(1): 20 - 24.
- [22] Howard D C, Evans R D. Acid-volatile sulfide (AVS) in a seasonally anoxic mesotrophic lake: seasonal and spatial changes in sediment AVS [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1993, 12: 1051- 1057.
- [23] Di Toro D M, Mahony J D, Hansen D J, *et al.* Toxicity of cadmium in sediments: the role of acid volatile sulfide [J]. *Environ Toxicol Chem*, 1990, 9: 1487- 1502.
- [24] Ankley G T. Prediction of the acute toxicity of copper in freshwater sediments: evolution of the road acid-volatile sulfide [J]. *Environ Toxicol Chem*, 1993, 12: 315- 323.
- [25] 郑利, 徐小清. 武汉东湖沉积物中重金属生物有效性研究 [J]. *湖泊科学*, 2003, 12(15)4: 319- 324.