维普资讯 http://www.cqvip.com

文章编号:0253-3626(2006)05-0776-03

六种常见重金属对藻类的毒性效应概述

邱昌恩 综述

(湖北师范学院生物系,湖北 黄石 435002)

【中图图书分类法分类号】XI73 【文献标识码】A 【收稿日期】2006-08-31

重金属对水环境的危害是人们日益关注的问题。随着经济的迅猛发展,工农业生产过程中排出的有害重金属日益增加,如:汞、镉、铅、铜、锌、铬、镍等,造成水体受到不同程度的污染。许多研究表明,重金属对水生生物有不利影响。藻类是水体中的初级生产者,在水生态系统的食物链中起着十分重要的作用。重金属通过各种途径进入水体后,首当其冲的受害者就是藻类生物。因此,从环境的角度来看,研究重金属对藻类的致毒效应至关重要。自 20 世纪 60 年代以来,国外许多学者在这方面进行了大量的研究工作,积累了丰富的科学资料,并取得较为满意的结果。重金属对藻类的毒性强弱取决于金属的形态、价态、浓度、环境因素和重金属的相互作用,取决于特定的试验藻种及藻类细胞的化学结构和生理生化特性。一般情况下,重金属对藻类的致毒效应主要表现在:影响藻类的生长代谢、抑制光合作用、减少细胞色素,导致细胞畸变,改变天然环境中的种类组成。重金属对藻类的毒性强弱因藻类的不同而各异。天然水体中常见的几种重金属对藻类生长代谢及形态结构等方面所造成的毒害概述如下。

1 铜

痕量的 Cu 是藻类代谢过程中所必需的,但是,高浓度的 Cu 对藻类具有毒害作用。Cu^{2+} 在 0.05μg/ml 浓度下,促进绿色巴夫藻的生长,使叶绿素 a、粗脂肪酸、硝酸还原酶活力增加,而在高浓度下,则起抑制作用[1];Cu^{2+} 浓度为 1.0mg/L 时,小形月牙藻的生长几乎停止,达到 10.0mg/L 时该藻的生长完全停止[2];Cu^{2+} 在 2~10μmol/L 浓度下,96h 后 G.Lemaneiformis 的相对生长速率分别被抑制 35.1%、71.9% 和 71.2%[3]。Cu^{2+} 对钝顶螺旋藻的抑制生长浓度为 3mg/L,致死浓度为 4mg/L[4];Cu^{2+} 对月牙藻的半数效应浓度、完全抑藻浓度和完全杀藻浓度分别为 0.204、0.297 和 0.316mg/L[5];铜对蛋白核小球藻生长的完全抑制和 96h-EC_{50} 分别为 31.8μg/L 和 67.3μg/L [6]; 铜对月形藻生长的最小无显著差异浓度和 96h-EC_{50} 分别为 31.83μg/L 和 199.53μg/L [7];Cu^{2+} 对亚心型大扁藻和小球藻的 72h-EC_{50} 分别为 0.211mmol/L 和 0.289mmol/L[8];Cu^{2+} 对巴夫金藻的 EC_{50}(72h)为 15.0mg/L,在此浓度下毒害组均提前进入生长静止期,缩短了种群生长周期,呼吸作用先增强后降低[9]。在 Cu^{2+} 的毒性作用下,三角褐指藻、湛江叉鞭藻、路氏巴夫藻、青岛大扁藻和小球藻等单细胞藻类的生长速度□密度都发生不同程度的变化[10]。Cu^{2+} 还影响藻类的光合作用:Cu^{2+} 抑制 Chlorella pyrenoidosa 251 的生长、光合作用和 Chl-a 合成[11];Cu^{2+} 抑制钝顶螺旋藻完整细胞中电子传递活性,并抑制 PSⅡ的放氧活性[12];Cu^{2+} 可降低螺旋藻藻胆体在 624nm 的特征光吸收峰,并使藻胆体-类囊体膜的发射荧光峰下降、蓝移,使 Fp/Fc 升高[13];Cu^{2+} 对 S.maxima 的生长和光合放氧均有抑制作用, 高浓度的 Cu^{2+} 使藻细胞中藻胆体产生的特征光吸收和荧光显著下降[14];高浓度的 Cu^{2+} 可使五种单胞藻光合色素下降 [15];Cu^{2+} 在 2~10μmol/L 浓度下,使 G.Lemaneiformis 光合放氧降低,R-Pc 含量显著降低,但 Chl-a 和类胡萝卜素含量维持相对稳定[3]。Cu^{2+} 产生毒性后,还对藻类细胞的结构造成破坏:在高浓度 Cu 时,小球藻和栅藻的细胞畸变成内含物颗粒粗大的细胞,当转移到没有 Cu 的培养基后,大细胞分裂,恢复到正常形态[16];Cu 还能使小球藻和纤维藻形成巨细胞, 使组囊藻形成球形个体,与正常的形态完全两样 [17];Cu^{2+}使小形月牙藻类囊体膜结构改变,液泡增大[2];Cu^{2+}中毒的扁藻叶绿体、线粒体、细胞核等的超微结构均受到不同程度的破坏,蛋白核解体呈碎块状[18]。

2 镉

镉是一种潜在危害的重金属,在水环境中非常稳定,除了直接影响藻类及其它水生植物外,对整个水生食物网也具有潜在的威胁。在 Cd^{2+} 的毒性作用下,三角褐脂藻、湛江叉鞭藻、路氏巴夫藻、青岛大扁藻、小球藻五种单细胞藻的生长速度、密度都发生不同程度的变化[10];Cd^{2+} 浓度在 100~200μmol/L 时,G.Lemaneiformis 的生长受到明显抑制 [3]; 镉浓度在 0.01mg/L 时小形月牙藻的生长就受到明显影响, 浓度升到 10.0mg/L 时,生长停止,且在 8 天之内完全死亡[2]。Cd^{2+}对亚心型大扁藻和小球藻的 EC_{50} (72h) 分别为 0.438mmol/L 和 0.241mmol/L[8];Cd^{2+} 对巴夫金藻的 EC_{50}(72h)为 75mg/L,在

作者介绍: 邱昌恩(1966-),男,副教授,博士,主要研究方向:植物生理生化及环境生物学研究。

基金项目: 湖北省教育厅重点项目(D200522005);黄石市科技局重点项目资助。

维普资讯 http://www.cqvip.com

EC_{50} 毒害浓度下，毒害组均提前进入生长静止期，缩短了种群生长周期，呼吸作用先增强后降低[9]；Cd^{2+} 对钝顶螺旋藻的抑制生长浓度为 6mg/L，致死浓度为 9mg/L[4]。Cd^{2+} 在毒性条件下常影响藻类的生理代谢：在 10~240μmol/L Cd^{2+} 浓度胁迫下，椭圆小球藻随 Cd^{2+} 浓度升高，叶绿素含量减少，光合放氧受到抑制，O_2^-、脯氨酸含量以及 POD 和 SOD 活性均大大提高，而 CAT 活性则与胁迫浓度呈负相关[19]；鱼腥藻在暴露到 Cd 96h 后，细胞的光合作用和对 NH_4^+ 的吸收受阻，细胞内叶绿素和藻胆蛋白的含量降低，Mg^{2+} 和 Ca^{2+} 的浓度减小，细胞结构发生变化[20]；随 Cd^{2+} 浓度增加，轮藻叶绿素含量、叶绿素 a/b 比值、可溶性蛋白含量持续下降，SOD 活性表现出先降后升再降趋势，POD 活性先明显上升后下降[21]。Cd^{2+} 对藻类的光合作用造成的影响也有一些报道：Cd^{2+} 使小球藻 Chlorella pyrenoidosa chick S-39 光合放氧减少，叶绿素荧光（Fv/Fm）降低，抑制 PSⅡ的电子传输并降低 PSⅡ活性[22]；高浓度 Cd^{2+} 使五种单胞藻光合色素含量降低[24]；Cd^{2+} 在 100~200μmol/L 时 G. Lemaneiformis 光合放氧降低，叶绿素 a 和类胡萝卜素以及 R-PC 含量显著降低[3]。Cd^{2+} 产生毒性后，对藻类的细胞结构常造成影响甚至破坏：毒性浓度下，镉使小形月牙藻细胞壁外层呈剥落状，叶绿体体积相对缩小，结构改变，出现一个大液泡，细胞内含物颗粒增粗[2]；Cd^{2+} 中毒的扁藻细胞壁脱落明显，叶绿体破坏严重，类囊体解体，核膜泡状破裂，在观察的细胞中均未见蛋白核、线粒体和高尔基体等细胞器结构[18]。

3 锌

锌是藻类生长代谢必需的微量元素，是藻体内许多酶的辅酶并在保持蛋白核的完整中起着重要作用。在 Zn^{2+} 的毒性作用下，五种单细胞藻的生长速度和密度都发生了不同程度的变化[10]；Zn^{2+} 在 0.05μg/mL 下，促进绿色巴夫藻的生长，使叶绿素 a、粗脂肪酸、硝酸还原酶活力增加，而在高浓度下，则起抑制作用，对该藻产生毒性作用[1]；低浓度 Zn^{2+}（0.001mg/L）对小形月牙藻有促进作用，随着浓度的升高，逐渐转为抑制作用，浓度升高到 50 mg/L 时小形月牙藻的生长完全停止，第 8 至 10 天死亡[2]。Zn^{2+} 对亚心型扁藻和小球藻的 EC_{50}（72h）分别为 0.754mmol/L 和 0.308mmol/L，在 EC_{50} 毒害浓度下，两种单细胞藻均提前进入生长静止期，缩短了种群生长周期，而且呼吸作用先增强后降低[8]；Zn 对蛋白核小球藻的安全浓度和抑制生长的 96h-EC_{50} 分别为 65.0μg/L 和473.0μg/L[6]；Zn 对月形藻生长的最小无显著差异浓度和抑制生长的 96h-EC_{50} 分别为 16.4μg/L 和 380μg/L[7]；Zn^{2+} 对椭圆小球藻的 EC_{50}（72h）为 953.66μmol/L，其叶绿素 a 含量随重金属离子的浓度的增加而降低[23]。据报道，高浓度的 Zn 抑制藻类的生长，影响藻类光合作用，使叶绿素含量下降，以至类胡萝卜素与叶绿素的比例失调。Zn^{2+} 使五种单胞藻光合色素含量降低[15]；Zn^{2+} 使小球藻 Chlorella pyrenoidosa Chick S-39 光合放氧减少，叶绿素荧光（Fv/Fm）降低，抑制 PSⅡ的电子传输并降低 PSⅡ活性[22]；Zn^{2+} 大于等于 5.0μmol/L 时抑制固氮鱼腥藻（Anabaena azotica ley）的生长和光合作用，高浓度的 Zn^{2+} 抑制碳酸酐酶 CA 活性[24]；Zn 可降低蓝藻藻胆体在 624nm 的特征光吸收峰，并使藻胆体－类囊体膜的发射荧光峰下降、蓝移，使 Fp/Fc（藻胆与叶绿素荧光比值）升高[13]；另外，Zn^{2+} 中毒的扁藻细胞壁脱落，叶绿体结构变化较大，类囊体模糊不清，许多部位已溶解消失，蛋白核髓部电子密度减小，部分核膜解体[18]。

4 铅

Pb 可在藻体内积累并产生毒害作用已被许多学者所验证。Pb^{2+} 对湛江叉鞭金藻、球等鞭金藻、小球藻的 96hEC_{50} 分别为 9.03、8.83 和 > 20.00mg/L[25]。Pb^{2+} 浓度高于 20 mg/L 时，钝顶螺旋藻生长受到抑制，藻细胞随着浓度的升高和时间的延长而黄化死亡；细胞可溶性蛋白含量、藻蓝蛋白含量、SOD 活性均随 Pb^{2+} 浓度增加而逐渐下降；Pb^{2+} 还使 O_2^- 和 MDA 含量上升；低浓度的 Pb^{2+} 使光合速率大幅度下降[26]。Pb^{2+} 在 20μg/100mL 以下对衣藻的生长具有促进作用，40μg/100mL 以上对衣藻的生长逐渐有一定的抑制作用，400μg/100mL 以上衣藻开始停止生长繁殖[27]；Pb^{2+} 在 200μg/L 时对绿色巴夫藻生长有较好的促进作用，同时也使叶绿素 a 的含量提高[28]。Pb^{2+} 浓度为 0.01mg/L 和 0.05mg/L 时，小形月牙藻的生长与对照相近；当 Pb^{2+} 浓度达到 50mg/L 时，小形月牙藻生长停止，第 8 至 10 天藻体全部死亡；在 10mg/L 时，藻的细胞壁外层呈剥落状，质体外膜解体，类囊体分散于整个细胞中，液泡增大[2]。低浓度的 Pb 对藻类生长有促进作用，同时藻类对 Pb 又具有较高的忍耐力，可能是由于 Pb 离子容易从细胞壁排出或高浓度的 Pb 易于从溶液中沉淀所致。

5 镍

Ni 同样能为藻类积累并抑制藻类的生长。在 0.05~0.7ppm 范围内，Ni 抑制尖胞栅藻、小球藻、血球藻和卵配衣藻的生长[29]。Ni^{2+} 对椭圆小球藻的 EC_{50}（72h）为 117.09μmol/L，浓度越高，对椭圆小球藻生长抑制越强，培养 72h 后，椭圆小球藻的叶绿素 a 含量随 Ni^{2+} 浓度的增加而降低[23]；Ni 对纤维藻的半数有效浓度 96h-EC_{50} 为 0.33μg/ml，当镍浓度≥0.4μg/ml 时，纤维藻的生长受到明显抑制，生长滞期延长，光合作用受阻，细胞膜透性增加[30]；Ni^{2+} 在 0.05μg/ml 浓度下，促进绿色巴夫藻的生长，使叶绿素 a、粗脂肪酸、硝酸还原酶活力增加，而在高浓度下，则起抑制作用，对该藻产生毒性作用[1]。Ni^{2+} 使藻产生毒性后，也可影响藻类的光合作用甚至使细胞的结构遭到破坏；Ni^{2+} 可降低蓝藻藻胆体在 624nm 的特征光吸收峰，并使藻胆体－类囊体膜的发射荧光峰下降、蓝移，使 Fp/Fc（藻胆与叶绿素荧光比值）升高[13]；Ni 使纤维藻产生毒性后，细胞壁加厚变形，细胞质出现明显的质壁分离，类囊体片层结构被明显破坏[31]。

维普资讯 http://www.cqvip.com

6 汞

许多研究证明，Hg 能抑制或完全终止藻类的生长，影响光合作用的电子传递系统，导致光合色素损害和叶绿素含量下降；Hg 通过降低固氮酶的活性使蓝藻的固氮能力下降；通过增加细胞的渗透性，使 K 离子大量丧生；Hg 还能诱使藻类的细胞形态发生畸变[20,32]。Hg 对钝顶螺旋藻的抑制生长和致死浓度分别为 50 μg/L 和 80 μg/L[4]；Hg^{2+}浓度在5 μg/L 时，对绿色巴夫藻生长有较好的促进作用，同时也使叶绿素 a 含量提高，$Hg^{2+} \geqslant 20$ μg/L 时，绿色巴夫藻的生长受到抑制，叶绿素 a 含量降低[27]。在 Hg 的亚致死浓度条件下，浮游硅藻－星杆藻由正常的 8~16 个细胞组合的星形群体突变为由 20~30 个群体堆积成的园柱形快状物[33]；当 Hg 浓度 > 10ppm 时，盐藻的生长率和最终细胞产量明显减少，在亚致死浓度条件下，Hg 引起该藻细胞体积增大，运动能力丧失[34]。Hg^{2+}常对藻类的生理及代谢产生影响：随 Hg^{2+}浓度增加，轮藻叶绿素含量、叶绿素 a/b 比值、可溶性蛋白含量、SOD 活性持续下降，POD活性先明显上升后下降[21]。另外，Hg 常常由于试验瓶壁吸收等原因造成损失，一般报道中的 Hg 的亚致死浓度可能比实际亚致死浓度更高。

参 考 文 献

[1] 陈必链，施巧琴，林小建，等. 微量元素对绿色巴夫藻生长的影响[J]. 福建师范大学学报，1998；14（1）：80-84.

[2] 周 宏，项斯瑞.重金属铜、锌、铅、镉对小形月芽藻生长及亚显微结构的影响[J]. 杭州大学学报，1998；25（2）：86-91.

[3] Xia J R，Li Y J，Lu J，et al.Effects of copper and cadmium on growth，photosynthesis，and pigment content in Gracilaria lemaneiformis[J]. Bull. Environ. Contam. Toxicol，2004；73：979-986.

[4] 陈必链，吴松刚. 钝顶螺旋藻对 7 种重金属的富集作用[J]. 福建师范大学学报，1999；15（1）：81-85.

[5] 陈德辉，杨剑慧，章宗涉，等. 藻类的接触致毒—恢复培养及其对化学物质的安全评价[J]. 水生生物学报，1999；23（5）：455-459.

[6] 阎 海，潘 纲，霍润兰. 铜、锌和锰抑制月形藻生长的毒性效应[J]. 环境科学学报，2001；21（3）：328-332.

[7] 阎 海，王杏君，林毅雄，等. 铜、锌和锰抑制蛋白核小球藻生长的毒性效应[J]. 环境科学，2001；22（1）：23-26.

[8] 李 坤，李 琳，侯和胜，等. Cu^{2+}、Cd^{2+}、Zn^{2+}对两种单胞藻的毒害作用[J]. 应用与环境生物学报，2002；8（4）：395-398.

[9] 李 坤，王福强，孙慎使，等. 巴夫金藻耐受 Cu^{2+}、Cd^{2+}毒害作用的研究[J].大连大学学报，2003；24（4）：92-94.

[10] 苏绣榕，李太武，Chien P K. Cu^{2+}、Zn^{2+}、Cd^{2+}对 5 种单细胞藻类生长的影响[J]. 水产科学，1999；18（1）：3-5.

[11] Wang P K，Chang L.Effects of copper，chromium and nickel on growth，photosysthesis and chlorophyll a systhesis of Chlorella pyrenoidosa[J]. Environmental Pollution，1991；72（2）：127-139.

[12] 杜林方，傅华龙，邹晓东. 铜离子对钝顶螺旋藻完整细胞中光合系统 II 活性和藻胆体能量传递的影响[J]. 植物学报，1995；37（2）：109-113.

[13] 李建宏，曾昭琪. Co、Ni、Cu、Zn 离子对蓝藻藻胆体光谱影响研究[J]. 南京大学学报，1997；33（4）：639-643.

[14] 李建宏，郜子厚，曾昭琪. Cu^{2+}对蓝藻 Spirulina maxima 光合作用的抑制机理[J]. 植物生理学报，1997；23（1）：77-82.

[15] 苏绣榕，迟庆宏，chien P K. Cu^{2+}、Zn^{2+}、Cd^{2+}对五种单细胞藻光合色素含量的影响[J]. 水产科学，2001；20（1）：1-4.

[16] Christian B，Raynald C.Effect of Cu on the ultrastructural of Scenedesmus quadricauda and Chlorella vulgaris[J]. Int.Revue ges Hydrobiol，1989；74（1）：51-71.

[17] Klotz R L.Algal response to copper under riverine conditions[J].Environ. Pollut. Series 1A，1981；24（1）：1-19.

[18] 苏绣榕，刘照彬，迟庆宏，Paul K C. 从扁藻超微结构变化研究 Cu、Zn、Se、Cd 离子毒性效应[J]. 水产科学，2000；19（1）：1-9.

[19] 李建宏，浩云涛，翁永萍. Cd^{2+}胁迫条件下椭圆小球藻的生理应答[J]. 水生生物学报，2004；28（6）：659-663.

[20] Stratton G W，Huber A L，Corke C T. Effect of mercuric ion on the growth，phytosynthesis，and nitrogenase activity of Anabuena inaequalis[J]. Applied & Environ. Microb. 1979；38（3）：537-543.

[21] 张小兰，施国新，徐 楠等. Hg^{2+}、Cd^{2+}对轮藻部分生理生化指标的影响[J]. 南京师大学报，2002；25（1）：38-43.

[22] Plekhanov S E，Chemeris Y K.Early toxic effects of Zinc，Cobalt and Cadmium on photosynthetic activity of the green ala Chlorella pyrenoidosa Chiok S-39 [J]. Biology Bulletin，2003；30（5）：506-511.

[23] 浩云涛，李建宏，潘 欣，等. 椭圆小球藻 (chlorella ellipsoidea) 对 4 种重金属的耐受性及富集[J]. 湖泊科学，2001；13（2）：158-162.

[24] 王山杉，刘永定，金传荫，等. Zn^{2+}浓度对固氮鱼腥藻(Anabaena azotica bey)光能转化特性的影响[J]. 湖泊科学，2002；14（4）：350-356.

[25] 何学佳，彭兴跃. 应用流式细胞仪研究 Pb 对海洋微藻生长的影响[J]. 海洋环境科学，2003；22（1）：1-5.

[26] 周长芳，吴国荣，路长梅，等. 铅污染对钝顶螺旋藻生长及某些生理性状的影响[J]. 湖泊科学，1999；11（2）：135-140.

[27] 赵广宇，于安源，董飒英. 衣藻对铅离子的耐受性研究[J]. 腐蚀科学与防护技术，2001；13：387-388.

[28] 周银环，刘东超. 4 种微量重金属对绿色巴夫藻生长、叶绿素 a 及大小的影响[J]. 湛江海洋大学学报，2003；23（1）：22-28.

[29] David F S. Effects of nickel on seven species of freshwater algae [J]. Environ Pollut Ser A，1981；25（4）：241-247.

[30] 姜彬慧，林碧琴. 镍对纤维藻(Ankistrodesmus sp.)毒性作用研究[J]. 环境保护科学，1995；21（4）：26-31.

[21] 姜彬慧，林碧琴. 纤维藻（Ankistrodesmus sp.）对镍的吸附、吸收作用及镍对其细胞形态结构影响[J]. 应用与环境生物学报，2000；6（6）：535-541.

[32] Maksimov V N，Gupta A. Combined effect of some heavy metals on marine phytoplankton [J]. Vestn. MGU（biol.），1992；2：51-57.

[33] Wong P T S，Chau Y K，Patel D.Physiological and biochemical response of several freshwater to a mixture of metals [J]. Chemesphere，1982；11（4）：367-376.

[34] Bolanos L，et al. Different toxicological response to Cd in Anabaena strain PCC 7119 growth with NO3- of NH^{4+} as nitrogen source [J]. J Plant Physiol，1992；140（3）：345-349.