

乌梁素海和岱海沉积物有机质降解与微生物量动态响应模拟试验研究

毛海芳^{1,3}, 何江^{1,2*}, 侯德坤¹, 吕昌伟^{1,2}, 王维^{1,2}, 樊明德^{1,2}

(1.内蒙古大学环境与资源学院, 呼和浩特 010021; 2.内蒙古大学环境地质研究所, 呼和浩特 010021; 3.赤峰市环境科学研究院, 内蒙古 赤峰 024000)

摘要:基于乌梁素海和岱海的植物种类和微生物特性,开展了自然条件下乌梁素海芦苇、穗花狐尾藻和龙须眼子菜等分解过程中有机碳及其形态与微生物量的动态模拟实验,探讨了岱海不同湖区沉积物有机质分解过程中有机碳及其形态和微生物量的动态变化规律。结果表明,实验中各处理的上覆水中溶解态碳的动态变化趋势相似,但变幅不同。与岱海相比,乌梁素海上覆水中溶解无机碳(DIC)含量在30~90 d期间内较高。乌梁素海加有机物料与空白处理的DIC含量差异不显著,岱海湖心与湖滨处理的DIC含量相当。动态模拟实验中,微生物量的动态变化可能反映了在利用有机碳源过程中的微生物群落演替;轻组有机碳明显减少,重组有机碳有所增加,揭示有机质矿化作用大于腐殖化作用,且腐殖化过程中腐殖质形成的速率序列为富啡酸(FA)>胡敏酸(HA);0~80 d内,有机物料对腐殖质增加的幅度序列为芦苇>穗花狐尾藻>龙须眼子菜。

关键词:有机质降解;微生物量;模拟试验;乌梁素海;岱海

中图分类号:X524 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2013)01-0118-09 doi:10.11654/jaes.2013.01.018

Simulated Experiments on the Degradation of Organic Matter Dynamic Response for Microbial Biomass in Sediments from Lake Wuliangsuhai and Daihai, China

MAO Hai-fang^{1,3}, HE Jiang^{1,2*}, HOU De-kun¹, LÜ Chang-wei^{1,2}, WANG Wei^{1,2}, FAN Ming-de^{1,2}

(1.College of Environment and Resource of Inner Mongolia University, Hohhot 010021, China; 2.Institute of Environmental Geology, Inner Mongolia University, Hohhot 010021, China; 3.Chifeng Academy of Environmental Sciences, Chifeng 024000, China)

Abstract: Based on the characteristics of plant species and microbial, a dynamic simulated experiment on the relationship between biodegradation of organic matter and microbial biomass was carried out in the decomposition processes of *Bulrush*, *Myriophyllum spicatum* and *Potamogeton pectinatus* under natural conditions, and the varying regularities of the major organic carbon species and microbial biomass were also discussed in different areas of Daihai Lake and Wuliangsuhai Lake. The results showed that the varied tendencies of dissolved carbon with different treatments in overlying water were similar, but different in range. The difference of dissolved inorganic carbon content between in control and overlying water added organic matter from WLSH Lake was not remarkable, and the content of dissolved inorganic carbon in center and side of the Daihai Lake were roughly equal, the content of dissolved inorganic carbon in overlying water from WLSH Lake was higher than those in Daihai Lake over the period of 30 to 90 days. The dynamic variation of microbial biomass demonstrated that the evolution of microbial community occurred during the decay processes of organic matter. In the simulation experiments, the content of light fraction organic carbon decreased obviously and heavy fraction organic carbon increased slightly, which indicated that the mineralization of organic matter was markedly superior to the humification, and the humus generation rate in humification was: fulvic acid > humic acid, and the increasing series of organic matter versus the content of humus during 0~80 days was *Bulrush*>*Myriophyllum spicatum*>*Potamogeton pectinatus*.

Keywords: biodegradation; microbial biomass; simulated experiment; Wuliangsuhai; Daihai

收稿日期:2012-05-16

基金项目:国家自然科学基金项目(40863003),内蒙古大学创新团队基金资助项目

作者简介:毛海芳(1984—),女,内蒙古赤峰人,硕士,主要研究方向为环境地球化学和湿地科学。

*通信作者:何江 E-mail:ndjhe@imu.edu.cn

湖泊沉积物作为流域地表运移物质,大气沉降物质和湖泊内源物质的共同宿体,如实地记录了全球与流域环境信息^[1-2]。碳作为湖泊沉积物的主要组分和生物地球化学循环必不可少的元素之一,与氮、磷、硫和微量元素的研究一直是科学界研究的热点。湖泊是一个具有高度生物活性的特殊环境,水体中的微粒不断沉降进入沉积物,在水-沉积物界面发生着沉积作用和早期成岩作用。在微生物和胞外酶作用下的有机质降解不但影响到沉积物的早期成岩作用,还影响碳、氮、磷、硫、铁和锰的循环及微生物群落的分布及活动,是重要的生物地球化学过程。

有机碳的微生物降解是湖泊生源物质得以再生的重要途径^[3],微生物通过同化、异化、改变环境条件来影响沉积物的营养盐及金属元素的分布和转化。微生物既是有机碳库的一部分,又是有机碳转化的参与者。反过来,有机碳对微生物的活性有制约效应^[4],是控制微生物生物量的主要因素之一。本文基于乌梁素海和岱海的植物种类和微生物特性,开展了自然条件下乌梁素海芦苇、穗花狐尾藻和龙须眼子菜等分解过程中有机碳及其形态和微生物量的动态模拟实验,模拟了岱海不同湖区沉积物有机质分解过程中有机碳及其形态和微生物量的动态变化规律,旨在阐明腐殖化过程中,沉积物腐殖质组分数量变化以及乌梁素海不同植物分解过程中对腐殖物质形成和转化的影响,以期为湖泊富营养化机理研究提供科学依据,为湖泊有机碳循环研究积累基础资料。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

乌梁素海(40°47′~41°03′N, 108°43′~108°57′E)位于内蒙古巴彦淖尔市乌拉特前旗境内,系黄河改道后形成的牛轭湖,是内蒙古高原西部干旱区典型的浅水草型湖泊。现有水域面积333.48 km²,水深0.8~1.0 m。农田退水是该湖最主要的补给水源,近年来富营养化进程加剧,湖中以芦苇、龙须眼子菜和穗花狐尾藻为优势种的沉水植物和挺水植物生长繁茂,遍布全湖^[5]。腐烂水草正以每年9~13 mm的速度在湖底堆积,成为世界上沼泽化速度最快的湖泊之一^[6]。

岱海(40°29′27″~40°37′6″N, 112°33′31″~112°46′40″E)位于内蒙古凉城县境内,现有水域面积约80.72 km²,最大水深16.05 m,平均水深7.41 m,是内蒙古高原中西部典型的地堑式深水藻型湖泊,处在西伯利亚干冷气团南下与热带海洋暖气团北上交锋的敏感

地带^[7]。岱海补给水源主要来自大气降水以及湖周分布的间歇性河流。湖区西北岸和南岸浅水区有小面积的芦苇分布,农田面源污染是湖泊的主要污染源。近年来,湖泊水位逐年下降,湖水咸化程度逐渐增高,富营养化程度加剧,已成为我国全球变化研究中备受关注的地区。

1.2 样品采集

于2007年8月对乌梁素海和岱海进行了系统的现场监测和样品采集(图1)。表层(0~10 cm)沉积物样品用挪威Swedaq公司产KC mod A och B型无扰动采样器采集。沉积物样品装入封口聚乙烯塑料袋后冷藏保存,回实验室于-24℃冷冻保存。依据《湖泊生态系统观测方法》,针对现有水域面积及生态系统类型,分别于乌梁素海和岱海布设12和14个采样点。

1.3 实验材料

沉积物:①乌梁素海表层沉积物为12个采样点表层沉积物自然风干均匀混合;②岱海湖心区表层沉积物为DH-5、DH-10和DH-12三个采样点表层沉积物自然风干后均匀混合;③湖滨区表层沉积物为岱海其余11个采样点表层沉积物自然风干后均匀混合。

供试物料:芦苇、穗花狐尾藻和龙须眼子菜(采自乌梁素海)。将采集到的供试物料剪成适当大小,自然风干,用粉碎机粉碎,过40目(0.45 mm)筛。

1.4 培养实验

1.4.1 实验处理

乌梁素海:空白及加有机物料2种处理。空白处理为210 g表层沉积物样(干重),调至含水量为30%;加有机物料处理为210 g表层沉积物样(干重),8.2 g有机物料(干重),混合均匀,调至含水量为30%(乌梁素海沉积物含水率)。岱海:湖心区和湖滨区表层沉积物各210 g,调至含水量为45%(岱海沉积物含水率)。每个处理按15 g一份分别装入7个锥形瓶中,平铺于底部,然后缓慢加入60 mL蒸馏水。在自然条件下(10~35℃),将用于培养实验的锥形瓶放于试验台上。本实验共设6个处理:乌梁素海表层沉积物空白对照(WKH)、乌梁素海表层沉积物+芦苇(WLH)、乌梁素海表层沉积物+龙须眼子菜(WYH)、乌梁素海表层沉积物+穗花狐尾藻(WSH)、岱海湖心区表层沉积物(DXH)和岱海湖滨区表层沉积物(DBH)。

1.4.2 取样及分析测试方法

初始培养时间为2008年6月29日,动态取样时间为此后0、5、10、30、60、90、150 d。分别于规定培养时间取上覆水60 mL,均分成两份,其中一份过0.45

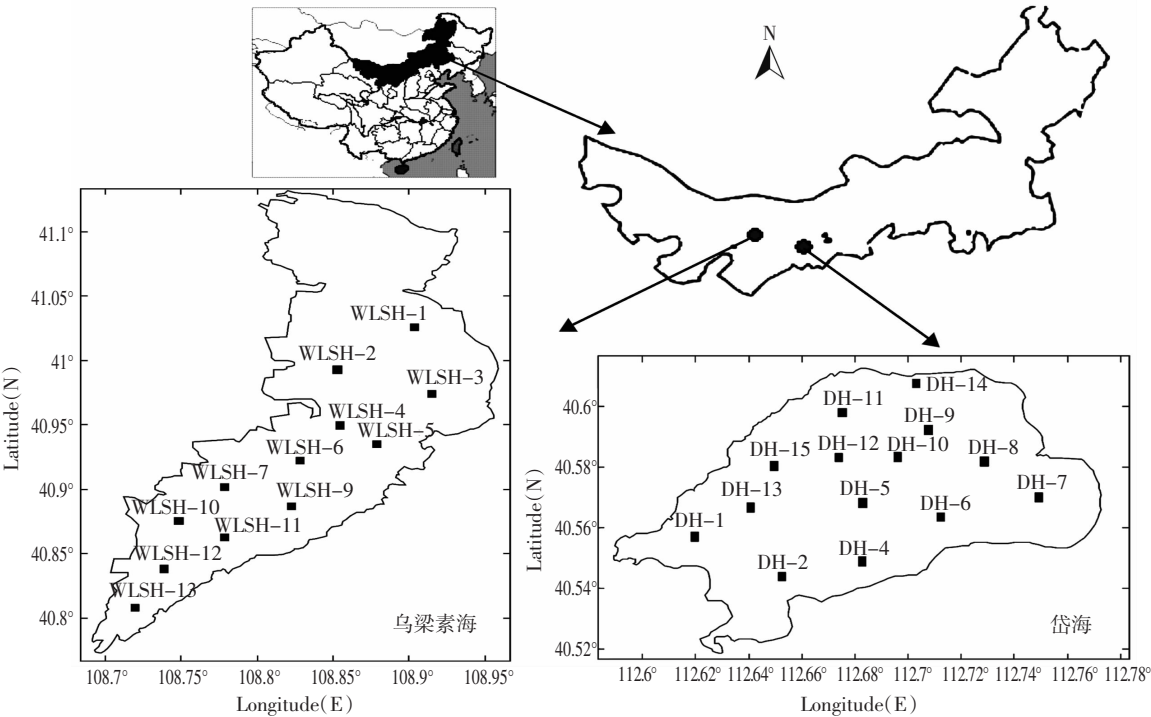


图 1 乌梁素海和岱海的地理位置
Figure 1 Locations of the Lake Wuliangsuhai and Daihai

μm 滤膜,分别定容到 100 mL 容量瓶中,待测;同时立即提取沉积物微生物量,剩余沉积物样品自然风干,过 60 目筛待用。

上覆水中溶解性正磷酸盐用钼锑抗分光光度法测定,氨态氮用纳氏试剂光度法测定,硝态氮用酚二磺酸分光光度法测定^[8]。溶解无机碳(Dissolved Inorganic Carbon,DIC)、溶解有机碳(Dissolved Organic Carbon,DOC)用 TOC(SHIMADZU-TOC-Vcph)分析仪测定。沉积物中总氮(Total Nitrogen,TN)用 UV-2401 紫外分光光度法测定,总有机碳用重铬酸钾氧化外加热法测定,轻组有机碳和重组有机碳用比重分离法测定^[9],腐殖质结合形态及腐殖质组成采用文献[10]的方法测定。微生物量用沉积物中磷脂含量表征,用改进的 Bligh 和 Dyer 方法测定^[11]。实验过程中,每个样品都进行了平行测定。所用玻璃器皿均用硝酸浸泡,自来水冲洗干净后,超纯水清洗 3 遍。

2 结果与讨论

试验前,测定两种沉水植物营养盐的起始含量及碳氮比(表 1)。龙须眼子菜和穗花狐尾藻的含量差别较大,穗花狐尾藻 TOC、TP、C/N 高于龙须眼子菜,而 TN 的含量则低于龙须眼子菜。

表 1 两种沉水植物起始营养含量		
Table 1 Initial nutrient contents of two submerged macrophytes		
营养参数	穗花狐尾藻	龙须眼子菜
TN/g·kg ⁻¹	8.98	43.6
TP/g·kg ⁻¹	4.3	1.7
TOC/%	49.5	44.5
C/N	11.3	10.2

2.1 上覆水中营养盐浓度的动态变化

表 2 列出了整个培养期间上覆水体中营养盐浓度的变化。在不同的培养期间,有机物料的腐解对上覆水体中总氮的浓度影响不显著。在培养初期氮浓度稍有增加,之后基本保持相近水平。氨态氮、硝态氮的变化趋势与总氮的变化趋势基本一致。沉水植物的腐解会导致上覆水体中磷的浓度增加并在第 10 d 达到峰值,然后缓慢下降。与氨态氮和硝态氮相比,正磷酸盐浓度的峰值出现较早,说明沉水植物腐解过程中磷的释放比氮要早。

沉积物有机碳在微生物作用下分解生成小分子有机碳以及 CO₂、甲烷等无机碳,这些产物首先经过上覆水,然后进入大气^[12-14]。在模拟实验过程中,乌梁素海和岱海各处理上覆水中溶解无机碳(DIC)的含量具有相同的变化趋势(图 2),浓度范围分别为 0.04~0.52×10⁴ μmol·L⁻¹ 和 0.03~0.21×10⁴ μmol·L⁻¹。乌

表 2 整个试验期间营养盐浓度变化
Table 2 Nutrient concentrations during the experiment

项目	培养天数/d	WKH	WLH	WYH	WSH	DXH	DBH
正磷酸盐/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (上覆水)	5	0.023 2	0.067 6	0.052 8	0.255 1	0.052 8	0.052 8
	10	0.038 1	0.126 8	0.077 5	0.506 8	0.062 7	0.062 8
	30	0.013 4	0.047 9	0.107 1	0.580 8	0.018 3	0.038 1
	60	0.018 3	0.013 4	0.042 9	0.131 8	0.008 4	0.013 4
	90	0.121 9	0.008 4	0.092 3	0.047 9	0.023 2	0.008 4
	150	0.008 4	0.003 5	0.003 5	0.018 3	0.003 5	0.013 4
氨态氮/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (上覆水)	5	0.274 1	0.533 4	0.212 5	1.473 7	0.431 1	0.264 3
	10	0.618 9	2.378 8	0.852 0	1.498 0	0.944 3	0.321 1
	30	0.846 5	0.326 7	0.419 1	2.065 5	0.419 1	0.313 3
	60	0.409 3	0.462 8	0.399 6	0.370 5	0.501 6	0.462 8
	90	0.127 6	0.302 4	0.389 9	0.156 8	0.122 7	0.113 1
	150	0.695 9	0.453 1	0.380 2	0.370 4	0.490 3	0.263 6
硝态氮/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (上覆水)	5	0.232 9	0.523 3	0.476 2	0.484 1	0.287 8	0.468 4
	10	0.413 4	0.193 6	0.303 5	0.272 1	0.279 9	0.295 7
	30	0.405 5	0.342 8	0.327 1	0.358 5	0.601 8	1.198 4
	60	0.569 2	0.334 9	0.248 6	0.185 7	0.357 1	2.894 1
	90	0.482 4	0.217 1	0.183 3	0.162 2	0.421 7	0.154 4
	150	0.389 9	0.366 3	0.248 6	0.248 7	0.240 7	0.232 8
总氮/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (沉积物)	5	0.735 9	1.384 1	1.496 1	1.298 3	1.528 4	1.148 3
	10	0.791 7	1.234 4	1.652 6	1.298 3	1.584 1	0.973 6
	30	0.822 7	1.305 6	1.741 2	1.221 6	1.481 3	0.965 8
	60	0.733 1	1.408 1	1.399 1	1.244 3	1.496 2	0.944 1
	90	1.307 5	1.207 4	1.004 8	1.229 4	1.470 2	1.125 8
	150	0.858 9	1.519 7	1.343 4	1.305 2	1.650 6	1.019 3
总有机碳/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (沉积物)	5	8.699 1	18.550 3	15.399 1	16.052 7	14.784 6	8.720 5
	10	7.089 6	22.498 6	13.425 3	15.989 8	13.146 6	10.656 5
	30	8.681 1	20.710 1	13.465 1	16.398 9	13.354 1	8.076 7
	60	6.663 2	17.488 1	13.709 5	13.409 1	7.058 5	7.232 8
	90	7.002 9	15.274 5	17.628 1	17.949 3	20.764 3	14.185 6
	150	9.389 3	18.241 5	19.193 2	15.597 8	17.957 5	11.159 2
C:N	5	11.821 04	13.402 43	10.292 83	12.364 40	9.673 253	7.594 27
	10	8.954 907	18.226 34	8.123 744	12.315 95	8.299 097	10.945 46
	30	10.551 96	15.862 52	7.733 23	13.424 12	9.015 122	8.362 704
	60	9.089 074	12.419 64	9.798 799	10.776 42	4.717 618	7.661 053
	90	5.355 946	12.650 74	17.543 89	14.600 05	14.123 45	12.600 46
	150	10.931 77	12.003 36	14.287 03	11.950 51	10.879 38	10.947 91

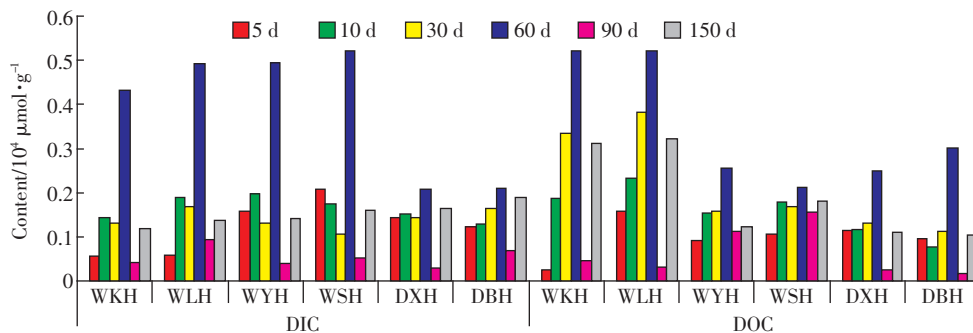


图 2 上覆水中 DIC、DOC 的动态变化

Figure 2 Content changes of DIC and DOC in overlying water

梁素海各处理上覆水中 DIC 含量在整个培养时间段内总体上呈现先增加后下降的趋势,于 60 d 时达到最大值($0.52 \times 10^4 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$),而后又下降,在 90 d 时达到最小值($0.04 \times 10^4 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$),最后趋于平稳。水生植物生物质的腐烂分解过程十分复杂,包含了植物组织的分解、矿物成分及可溶性有机物的溶解、各类有机成分的酶解和生物降解、微小颗粒的逸散等,而水柱的温度、pH、氧化还原条件和植物的茎叶的生化特性(如营养成分、纤维含量等)都会影响水生植物的腐烂^[15-16]。0~60 d 内,温度较高,分解腐烂速度快,上覆水中 DIC 含量呈升高趋势;随着时间增长,温度逐渐回低,水温在 15 °C 以下,分解腐烂的程度减缓。与其他处理不同,WSH 处理第一个峰值出现在第 5 d,这可能主要与植物茎叶的生化特性及原初碳的含量不同有关。随着植物的腐烂,植物体内的碳被释放出来,其中有机碳为主要成分,由于水体中溶解氧充足,有机碳易于被氧化成无机碳,使无机碳迅速达到峰值。

Godshalk 和 Wetzel^[17]的研究表明,水生植物的腐烂分解与组织的纤维成分总量有关,即与 C/N 有关。Enr'lquez 等^[18]的研究认为,水生植物的分解速率与植物的 C/N 成负相关。水生植物的腐烂分解还与植物的含氮量有关,高含氮量对植物的腐烂分解有促进作用^[19]。DXH 和 DBH 上覆水中 DIC 含量在 0~5 d 时间段内快速增加,在 5~30 d 时间段内缓慢增加并在第 60 d 达最大值,随后开始下降,在第 90 d 时达最小值,而后又有所上升。这与有机物料的腐烂导致了上覆水体 pH 先降后升的变化有关,高温条件下(0~60 d),有机物料腐烂初期,释放出大量的有机酸(如腐植酸、富里酸等)及植物体中的蛋白质被微生物分解后产生大量的氨基酸,导致 pH 下降,破坏了水体中的碳酸平衡,使得水体中 DIC 升高。低温条件下,由于较低的温度抑制了植物的腐烂,导致水体中 DIC 下降^[20]。虽在 60 d 之前两种处理之间差异不大,但 60 d 后岱海湖滨区上覆水中 DIC 含量高于湖心区,这可能与湖心区腐殖化程度较高有关。

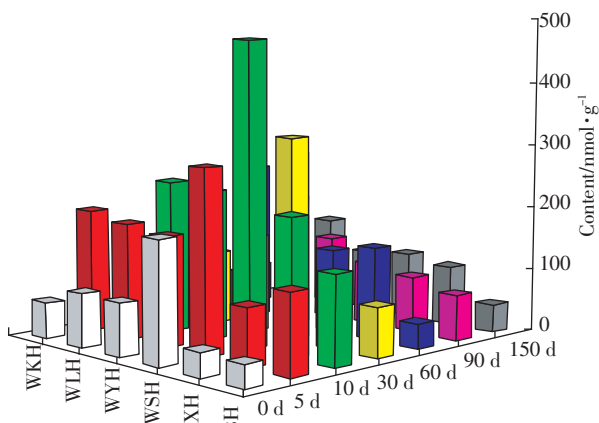
死亡的水生植物会向水体不断释放营养盐和有机质,释放速率及其对上覆水体的影响受研究区域的沉积物条件和沉水植物的种类影响较大^[15,21-23]。上覆水中溶解有机碳(DOC)的含量在培养过程中有三种变化趋势:WKH 和 WLH 的上覆水中 DOC 具有相同的变化趋势,即在 0~60 d 时间段内增加并在第 60 d 达最大值,之后呈快速下降趋势,于第 90 d 达最小值,而后又呈增加趋势;WYH 和 WSH 两个处理的

上覆水中 DOC 在 0~10 d 时间段内快速增加,而后缓慢增加至第 60 d,从第 60 d 开始下降,直至第 90 d 以后保持不变;岱海 2 个处理在 0~60 d 时间段内缓慢增加并于 60 d 达到最大值,然后开始下降,到第 90 d 达到最小值,而后又缓慢增加。上覆水体中溶解有机碳浓度在 0~60 d 内总体呈持续上升趋势,在 60 d 时浓度约为第 5 d 时的 4 倍,这是因为温度是影响微生物作用的主要因素,0~60 d 内,微生物活动旺盛;而在低温条件下,微生物的活动受到抑制,降低了有机碳的释放速率。不同的沉水植物有机质分解的过程也有差别,来自于沉积物中的溶解态碳先向孔隙水中扩散,并在浓度梯度作用下通过孔隙水向上覆水中释放,形成上覆水中溶解态碳的第一个峰值;随培养时间增长,沉积物中简单易分解的有机质在微生物作用下开始被分解生成无机碳和小分子有机碳,并向上覆水中释放形成溶解态碳的第二个峰值;最后较难分解的腐殖质会在微生物的作用下缓慢分解导致上覆水中溶解态碳继续增加。

2.2 沉积物微生物量的动态变化

磷脂是细菌细胞的主要成分,存在于所有细胞的细胞膜中。微生物群落中细菌细胞磷脂含量与生物量有着相对稳定的比例关系,对于某些微生物来说,在适宜的自然条件下可根据其细胞体内含有的磷脂类成分估算环境中这些微生物的生物量^[24-25]。Findlay 等^[26]通过对沉积物进行多次富集培养,将回收到的细胞洗涤后计算出其中磷脂含量和微生物数量的转换因子为 1 nmol 磷相当于 3.4×10^7 个微生物细胞。

在沉积物的水分和温度条件供给相同时,微生物繁殖的速度即有机碳同化的速率与有机物料的性质有关。在整个培养过程中,乌梁素海表层沉积物中微生物磷脂浓度范围是 $20.01 \sim 484.18 \text{ nmol} \cdot \text{g}^{-1} \text{ DW}$ (平均值: $160.63 \text{ nmol} \cdot \text{g}^{-1} \text{ DW}$),而岱海表层沉积物中微生物磷脂的含量范围是 $35.96 \sim 215.73 \text{ nmol} \cdot \text{g}^{-1} \text{ DW}$ (平均值: $93.53 \text{ nmol} \cdot \text{g}^{-1} \text{ DW}$)。微生物量在整个培养过程中变化趋势如图 3 所示。有机物料的腐解过程中微生物群落存在着明显的演替现象,这是因为随着腐解时间的增加,易腐解的有机物料不断减少,难腐解的化合物不断堆积,C/N 改变,可供微生物利用的碳源和营养物质减少^[27-28]。开始时,易于分解的小分子有机化合物首先被一些能利用小分子有机物的发酵性微生物同化利用,微生物数量快速增加,随这些小分子有机物的减少微生物数量又下降;然后能够分解大分子有机物的土生性微生物开始利用这些物质繁殖,

图3 微生物磷脂的动态变化($\text{nmol} \cdot \text{g}^{-1} \text{DW}$)Figure 3 Dynamic changes of phospholipids' content($\text{nmol} \cdot \text{g}^{-1} \text{DW}$)

微生物数量又出现一个增加阶段。

2.3 沉积物有机质总量及其组分的动态变化

有机物料加入沉积物后,在微生物的作用下开始腐解。微生物利用碳源物质大量地进行自身繁殖,将有机物料中的碳同化为微生物碳^[29-30]。培养实验中,总有机碳的含量变化如图4所示。总有机碳含量表现为随时间波动变化,在有机物料腐解初期,有机碳的含量会有所上升而后下降,然后再上升、再下降。这主要与有机物料的腐解阶段有关^[15],有机质的含量控制着

微生物的量及活性,微生物又通过利用有机质达到降解有机质的目的,二者相互转化。轻组有机碳(Light Fraction Organic Carbon, LFOC)含量随时间的变化过程比较复杂,至培养结束时,轻组有机碳含量都较开始时低。这与添加有机物料的特性有关,加之在培养期间有藻类物质产生,这也是导致培养期间轻组有机质变化的原因。WYH和WSH两个处理的轻组有机碳含量变化趋势大致相同,先呈增加的趋势并达到最大值,然后开始下降直到培养结束。2个处理的差异在于轻组有机碳浓度最大值出现的时间点不同,WYH处理的最大值出现在第10d,而WSH处理的轻组有机碳最大值为第60d培养时的含量,分别为9.13、9.24 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{DW}$ 。这说明龙须眼子菜的分解速率大于穗花狐尾藻,可能与龙须眼子菜低的C/N比和高的含氮量有关。几种处理的重组有机碳(Heavy Fraction Organic Carbon, HFOC)的动态变化规律与总有机碳大致相似,反应了重组有机碳与总有机碳的高度相关性。

2.4 沉积物腐殖质组成的动态变化

腐殖质的形成和转化,主要是生物化学过程,微生物起着极其重要的作用。在整个培养期间,胡敏酸(Humic Acid, HA)含量波动较大(图5),浓度变化范

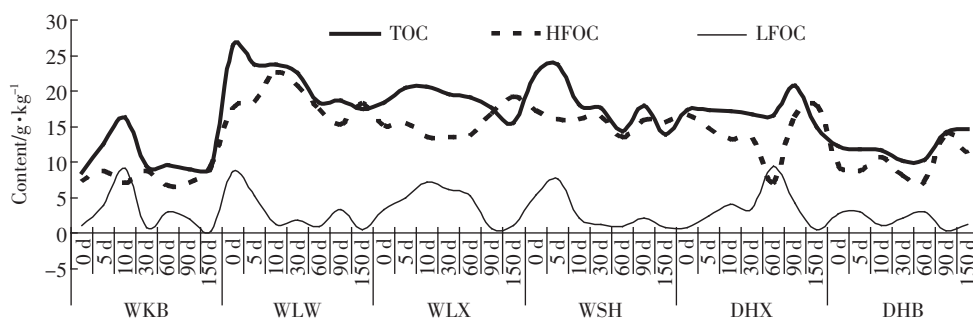


图4 总有机碳、轻组有机碳和重组有机碳含量的动态变化

Figure 4 Content dynamic changes of TOC, LFOC and HFOC under different treatments

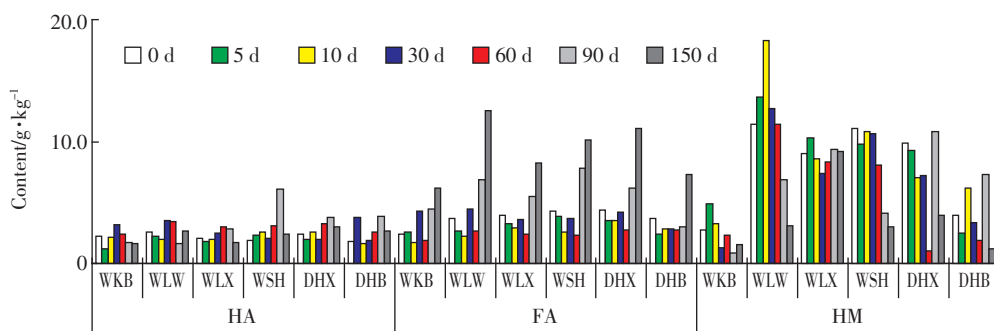


图5 胡敏酸、富啡酸和胡敏素含量的动态变化(好氧条件下)

Figure 5 Content dynamic changes of composition of humus under different treatments (under aerobic conditions)

围为 $1.20\sim 6.05\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 平均 $2.51\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。各处理变化趋势也有较大差异, 这可能与 HA 形成过程中伴随着 HA 向富啡酸(Fulvic Acid, FA)转化有关^[31]。与 HA 相比, FA 是腐殖质中分子量较小, 活性较大, 氧化程度较高的组分。加入有机物料后, FA 含量都较空白处理明显增加, 且高于 HA 含量。说明在有机物料分解初期, FA 的形成速率大于 HA, 张夫道等^[32]在作物秸秆碳在土壤中分解和转化规律的研究中得出了相同的结论。研究表明, 有机物料中(如污泥)类腐植酸主要是 FA^[33]。有机物料在腐殖化过程中首先生成非结构产物, 随着时间的延续, 有一半的非结构产物转化成 FA 或被微生物分解成 CO_2 , 进而 FA 转化为 HA, 最终达到动态平衡^[31-32]。随培养时间延长, FA 含量变化较为剧烈和复杂, 表现为先下降后升高, 再下降, 然后一直增加到培养结束, 转折点在 10、30 d 和 60 d, 这也说明了 FA 对施用有机物料的反应比较敏感。乌梁素海沉积物加入有机物料后, FA 含量普遍高于空白处理; 岱海湖滨处理的 FA 含量低于湖心处理。

胡敏素(Humin, HM)主要是不溶性的腐殖质, 即在任何 pH 条件的水溶液中都不溶解的腐殖质部分^[34]。乌梁素海加有机物料处理的胡敏素含量高于空白处理, 岱海湖心区处理的胡敏素含量高于湖滨区, 胡敏素含量总体上呈现加芦苇处理>加穗花狐尾藻处理>加龙须眼子菜处理趋势。各处理的胡敏素含量随培养时间的变化与总有机碳也大致相似, 这与腐殖质组成以 HM 为主的特点相一致。乌梁素海加有机物料的各处理中 HA、FA 和 HM 的含量都比空白处理高。这是由于植物物料在分解期间, 一部分碳被微生物同化, 一部分碳则被微生物利用合成腐殖物质。因此, 植物物料分解期间的腐殖物质总量主要包括土壤中原有

的腐殖物质、植物物料中的类腐殖物质和新形成的腐殖物质的量。腐殖物质在合成的同时也不断分解和转化, 由于土壤中原有腐殖物质的分解和转化速度较慢^[33], 实际上参与分解和转化的腐殖物质主要是植物物料中的类腐殖物质和土壤中新形成的腐殖物质。

2.5 沉积物腐殖质结合形态的动态变化

沉积物中的腐殖物质大多是与矿物部分相结合, 形成有机无机复合体而存在。腐殖质同无机胶体结合的形态(重组腐殖质)是反映腐殖质活性和品质的重要指标, 由于结合的方式和松紧程度不一, 可分为松结态(Loosely Combined, LC)、紧结态(Tightly Combined, TC)和稳结态(Stably Combined, SC)3种腐殖质。随培养时间增加, 松结态腐殖质含量先减少, 到第 30 d 达到最小值。这是因为松结态腐殖质是腐殖质中活性最大的部分, 其结构简单, 容易被微生物分解利用。第 30 d 后, WSH 和 DXH 两处理的松结态腐殖质含量开始增加, 并在第 90 d 达到最大值, 从第 90 d 开始呈下降趋势, 其他处理的松结态腐殖质含量变化趋势相似, 即从第 30 d 开始增加直到培养结束(图 6)。有机物料的使用使得松结态的腐殖质增加, 由于不同的有机物料组成性质不同, 在沉积物中腐解的速率和产物也不同, 30 d 后松结态腐殖质浓度增加, 这可能与有机物料在沉积物中的分解速度有关。

稳结态腐殖质反映了正在进行的松结态腐殖质向紧结态腐殖质转化的过程。稳结态腐殖质含量在 0~10 d 呈下降趋势, 然后开始增加, 到第 30 d 时达到最大值, 30~60 d 内呈下降趋势, 从第 60 d 又开始增加直到培养结束。在不同的处理中, 稳结态腐殖质的百分比在 18.8%~35.6%之间, 变化幅度不大, 这与稳结态腐殖质活性较低有关。乌梁素海有机物料处理的

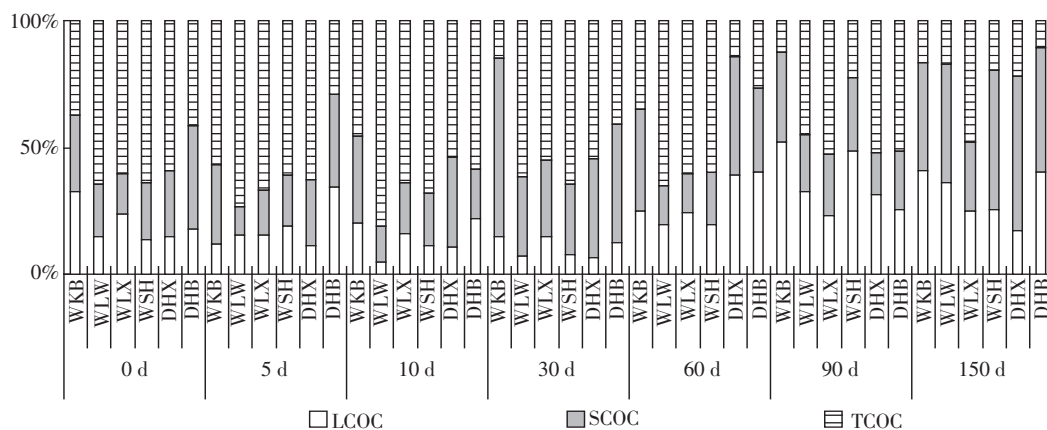


图6 腐殖质结合形态的动态变化

Figure 6 Content dynamic changes of combined form humus under different treatments

稳结态腐殖质含量高于空白处理,岱海湖心处理的稳结态腐殖质含量高于湖滨处理。

综合上述培养试验结果可知,乌梁素海沉积物加有机物料后,提高了沉积物中腐殖质含量,不同的有机物料对腐殖质增加的幅度存在差别。0~80 d内,有机物料对腐殖质增加的幅度序列为芦苇>穗花狐尾藻>龙须眼子菜;从第80 d到培养结束,3种有机物料对腐殖质的增加幅度相当。WKH、DXH和DBH处理的腐殖质含量有所上升,原因在于沉积物中本身有机质含量较高,且含有非腐解成分,再加上培养期间生长出了藻类物质,故未加有机物料处理与加有机物料处理出现近似的动态变化是必然的,但其变化幅度及各时期的浓度值均低于加有机物料处理。

3 结论

本文通过模拟实验研究了自然条件下乌梁素海和岱海沉积物有机质降解与微生物量之间的动态响应关系。受水体温度、pH及有机物料自身的生化特性等条件的影响,在不同的培养期间,有机物料的腐解对上覆水体中的营养盐浓度影响不显著。与岱海相比,乌梁素海上覆水中DIC含量在60 d达到最大值($0.52 \times 10^4 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)。有机物料的腐解过程中,微生物量的动态变化可能反映了微生物在利用有机碳源时存在群落演替现象。在整个培养期间,HA较FA含量波动大,浓度变化范围为 $1.20 \sim 6.05 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,平均 $2.51 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,腐殖化过程中腐殖质形成的速率序列为FA>HA。在0~80 d内,有机物料对表层沉积物腐殖质的增加贡献序列为芦苇>穗花狐尾藻>龙须眼子菜。整个过程中沉积物中有机质的含量控制着微生物的量及活性,微生物又通过利用有机质达到降解有机质的目的,二者相互转化。微生物的活动对于营养元素的矿化起着重要作用,对大气中温室气体的增加或减少也有直接影响。

参考文献:

- [1] 王苏民,张振克.中国湖泊沉积与环境演变研究的新进展[J].科学通报,1999,4(6):579-587.
WANG Su-min, ZHANG Zhen-ke. The latest development of lake sediment and environmental evolution researches of China[J]. *Chinese Science Bulletin*, 1999, 4(6):579-587.
- [2] 魏中青,刘丛强,梁小兵,等.贵州红枫湖沉积物中有机质的降解与微生物作用[J].科学通报,2005,50(14):1486-1489.
WEI Zhong-qing, LIU Cong-qiang, LIANG Xiao-bing, et al. Degradation of organic matter and activities of microbial in sediments from Lake Hongfeng, Guizhou[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2005, 50(14):1486-1489.
- [3] Chrzanowski T H, Sterner R W, Elser J J. Nutrient enrichment and nutrient regeneration stimulate bacterio-plankton growth[J]. *Microbial Ecology*, 1995, 29(4):221-230.
- [4] Carlson C A, Giovannoni S J, Hansell D A, et al. Interactions among dissolved organic carbon, microbial processes, and community structure in the mesopelagic zone of the northwestern Sargasso Sea[J]. *Limnology and Oceanography*, 2004, 49(4):1073-1083.
- [5] 孙惠民,何江,吕昌伟,等.乌梁素海氮污染及其空间分布格局[J].地理研究,2006,25(6):1003-1012.
SUN Hui-min, HE Jiang, LÜ Chang-wei, et al. Nitrogen pollution and spatial distribution pattern of Wuliangsuhai Lake[J]. *Geographical Research*, 2006, 25(6):1003-1012.
- [6] 赵胜男,李畅游,史小红,等.乌梁素海沉积物中有机质与营养元素分布特征研究[J].中国农村水利水电,2010,5:58-64.
ZHAO Sheng-nan, LI Chang-you, SHI Xiao-hong, et al. Distribution characteristics of organic matter and nutrient elements in the sediment of Wuliangsuhai Lake[J]. *China Rural Water and Hydropower*, 2010, 5:58-64.
- [7] 王苏民,吴瑞金,余源盛.岱海:湖泊环境与气候变化[M].合肥:中国科学技术大学出版社,1990.
WANG Su-min, WU Rui-jin, YU Yuan-sheng. Daihai Lake: Lake environments and climate change[M]. Hefei: Chinese Science and Technology University Press, 1990.
- [8] 魏复盛,等.水和废水检测分析方法[M].第四版.北京:中国环境科学出版社,2002.
WEI Fu-sheng, et al. Analysis methods of water and waste water[M]. 4th Edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [9] Janzen H H, Campbell C A, Brandt S A, et al. Light-Fraction organic matter in soils from long-term crop rotations [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1992, 56:1799-1805.
- [10] 傅积平.土壤结合态腐殖质的分组测定[J].土壤通报,1983,2:36-37.
FU Ji-ping. Determinations of combined humus in soil[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 1983, 2:36-37.
- [11] 冯峰,王辉,方涛,等.东湖沉积物中微生物量与碳、氮、磷的相关性[J].中国环境科学,2006,26(3):342-345.
FENG Feng, WANG Hui, FANG Tao, et al. The correlation between microbial biomass and carbon, nitrogen, phosphorus in the sediments of Lake Donghu[J]. *China Environmental Science*, 2006, 26(3):342-345.
- [12] Kepkay P E, Novitsky J A. Microbial control of organic carbon in marine sediments: Coupled chemoautotrophy and heterotrophy [J]. *Marine Biology*, 1980, 55:261-266.
- [13] Polona V. Carbon cycling at the sediment-water interface in a eutrophic mountain lake (Jezero na Planini pri Jezeru, Slovenia)[J]. *Organic Geochemistry*, 2003, 34(5):671-680.
- [14] Torres I C, Inglett K S, Reddy K R. Heterotrophic microbial activity in lake sediments: Effects of organic electron donors[J]. *Biogeochemistry*, 2011, 10(4):165-181.
- [15] 顾久君,金朝辉,刘振英.乌梁素海沉水植物腐烂分解实验研究[J].

- 干旱区资源与环境, 2008, 22(4): 181-184.
- GU Jiu-jun, JIN Zhao-hui, LIU Zhen-ying. Experimental studies on decomposition process of submerged macrophytes from Wuliangsuhai Lake[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2008, 22(4): 181-184.
- [16] 李文朝, 陈开宁, 吴庆龙, 等. 东太湖水生植物生物物质腐烂分解实验[J]. 湖泊科学, 2001, 13(4): 331-336.
- LI Wen-zhao, CHEN Kai-ning, WU Qing-long, et al. Experimental studies on decomposition process of aquatic plant material from east Taihu Lake[J]. *Journal of Lake Science*, 2001, 13(4): 331-336.
- [17] Godshalk G, Wetzel R G. Decomposition in the littoral zone of lakes[M] // Whigham D F, Simpson R L Eds. *Freshwater Wetlands: Ecological Processes and Management Potential* Academic Press, New York, 1978: 131-143.
- [18] Enríquez S, Duarte C M, Sand J K. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: The importance of detritus C:N:P content[J]. *Oecologia*, 1993, 94(4): 457-471.
- [19] Zhang Q S, Zak J C. Effects of gap size on litter decomposition and microbial activity in a subtropical forest[J]. *Ecology*, 1995, 76(7): 2196-2220.
- [20] 张 菊, 邓焕广, 王东启, 等. 不同温度条件下徒骇河沉水植物腐烂对上覆水体中营养盐浓度的影响[J]. 水资源保护, 2011, 27(4): 22-26.
- ZHANG Ju, DENG Huan-guang, WANG Dong-qi, et al. Impacts of decomposition of submerged plants on nutrient concentrations in overlying water in Tuhai River under different temperatures [J]. *Water Resources Protection*, 2011, 27(4): 22-26.
- [21] 司 静, 刑 奕, 卢少勇. 沉水植物衰亡过程中氮磷释放规律及温度影响的研究[J]. 中国农学通报, 2009, 25(1): 217-223.
- SI Jing, XING Yi, LU Shao-yong. Release rule research of submerged plants with temperature impact in contabescence [J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2009, 25(1): 217-223.
- [22] 包裕尉, 卢少勇, 司 静. 溶解氧和光照对狐尾藻衰亡释放氮磷碳的影响[J]. 环境科学与技术, 2010, 33(2): 5-9.
- BAO Yu-wei, LU Shao-yong, SI Jing. Effect of dissolved oxygen and illumination on nitrogen, phosphorus and carbon release of myriophyllum spicatum[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 33(2): 5-9.
- [23] 潘慧云, 徐小龙, 高士祥. 沉水植物衰亡过程中营养盐的释放过程及规律[J]. 环境科学研究, 2008, 21(1): 64-68.
- PAN Hui-yun, XU Xiao-long, GAO Shi-xiang. Study on process of nutrition release during the decay of submerged macrophytes[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2008, 21(1): 64-68.
- [24] Perry G J, Volkmann J K, Johns R B, et al. Fatty acids of bacterial origin in contemporary marine sediments [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1979, 43(11): 1715-1725.
- [25] 温 强, 王晓燕. 北京城市湖泊沉积物中微生物磷脂的分布特征[J]. 首都师范大学学报(自然科学版), 2012, 33(3): 80-85.
- WEN Qiang, WANG Xiao-yan. The vertical distribution of sedimentary microbial biomass on urban lake in Beijing [J]. *Journal of Capital Normal University(Natural Science Edition)*, 2012, 33(3): 80-85.
- [26] Findlay R H, King G M, Watling L. Efficacy of phospholipid analysis in determining microbial biomass in sediments[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1989, 55(11): 2888-2893.
- [27] Rui J P, Peng J J, Lu Y H. Succession of bacterial populations during plant residue decomposition in rice field soil[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2009, 75(14): 4879-4886.
- [28] 王晓玥, 孙 波. 植物残体分解过程中微生物群落变化影响因素研究进展[J]. 土壤, 2012, 44(3): 353-359.
- WANG Xiao-yue, SUN Bo. Factors affecting change of microbial community during plant residue decomposition: A review[J]. *Soils*, 2012, 44(3): 353-359.
- [29] Shen Q R, Xu S M, et al. Effect of incorporation of wheat straw and urea into soil on biomass nitrogen and nitrogen-supplying characteristics of paddy soil[J]. *Pedosphere*, 1993, 3(3): 201-205.
- [30] Ocio J A, Martinez J, Brookes P C. Contribution of straw-derived N to total microbial biomass N following incorporation of cereal straw to soil [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1991, 23: 655-659.
- [31] 窦 森, Yves Tardy, 张晋京, 等. 土壤胡敏酸与富里酸热力学稳定性及其驱动因素初步研究[J]. 土壤学报, 2010, 47(1): 71-76.
- DOU Sen, Yves Tardy, ZHANG Jin-jing, et al. The thermodynamic stability of humic acid and fulvic acid in soil and its driving factors[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47(1): 71-76.
- [32] 张夫道, Fokin A D. 作物秸秆碳在土壤中分解和转化规律的研究[J]. 植物营养与肥料学报, 1994, 1: 27-38.
- ZHANG Fu-dao, Fokin A D. Decomposition and transformation of ^{14}C -traced straw in soils[J]. *Plants Nutrition and Fertilizer Science*, 1994, 1: 27-38.
- [33] 张晋京. 有机物料分解过程中土壤腐殖质数量与特性动态变化研究[D]. 沈阳农业大学, 博士学位论文. 2001.
- ZHANG Jin-jing. The study on dynamic characteristics and quantities of humus in the process of decomposition of organic material [D]. Shenyang: Shenyang Agriculture University, 2001.
- [34] Chernysheva M, Badun G. Tritium label in studying sorption of humic substances by carbon based nanomaterials[J]. *European Journal of Chemistry*, 2011, 2(1): 61-64.