



张国威. 绿化废弃物浸出液对水绵和水生植物生长的影响[J]. 黑龙江农业科学, 2021(10):89-95.

绿化废弃物浸出液对水绵和水生植物生长的影响

张国威

(上海辰山植物园 中国科学院上海辰山植物科学研究中心, 上海 201602)

摘要:为解决绿化废弃物的处置问题,以上海辰山植物园香樟类、松柏类、草坪草类和沉水植物类绿化废弃物为试材,采用浸泡方法提取不同类型的绿化废弃物浸出液并配置不同浓度,用绿化废弃物浸出液培养水绵(*Spirogyra communis*)和常见的水绵伴生水生植物(荷花、小香蒲和梭鱼草),观测其在水绵和水生植物生长的影响。结果表明:香樟类浸出液毒性最高, $\rho(96\text{ h}, EC_{50})$ 为 $6.512\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,属高毒;其次是草坪草类, $\rho(96\text{ h}, EC_{50})$ 为 $7.392\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,属高毒;沉水植物的 $\rho(96\text{ h}, EC_{50})$ 为 $20.093\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,属中毒;松柏类浸出液的毒性最小, $\rho(96\text{ h}, EC_{50})$ 为 $319.315\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,属低毒。同时,4类浸出液对荷花和小香蒲的生长没有影响,浸出液会促进梭鱼草生长。因此,控制水生植物水体中水绵生长,应用香樟类、草坪草类浸出液浓度分别为 $6.5\sim 24.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $7.3\sim 24.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,浸出液在抑制水绵生长的同时对水生植物没有不良影响,这两类浸出液对控制水绵的生长具有一定的潜在价值。

关键词:绿化废弃物浸出液;水绵;抑制作用

随着全国淡水水体富营养化形势日趋严峻,部分城市景观浅水水体中水绵引起的藻华现象日益增多,对城市水体景观和水生态环境造成重大影响。目前对水绵的控制方法,主要有化学控制和物理控制,化学控制主要在水绵爆发水域投放化学抑藻剂(如硫酸铜、络合铜漂白粉、二氧化氯等),毒杀和抑制水绵增殖。但化学抑藻剂会对水环境中原生动植物产生毒害,并且其残留物难降解,极易造成二次污染,打破原有生态环境平衡。物理控制是在水绵的爆发期进行人工打捞,但此方法需要持续的资金和人力投入。因此,寻找一种生态的并且安全有效的抑藻方法是当务之急^[1]。同时随着全国园林城市建设的推进,绿化废弃物的产量随之增大。传统的填埋和焚烧等处理方式,浪费资源的同时对环境也造成了污染,也需要一定的资金投入^[2]。

因此,本研究利用上海辰山植物园香樟类、松柏类、草坪草类和沉水植物类绿化废弃物为原料,浸泡提取不同类型的绿化废弃物浸出液,研究其不同浓度对水绵和常见伴生植物生长的影响,筛选出适宜的浸出液种类和适用浓度范围。不但可以解决城市水体中水绵等丝状绿藻引起的藻华现

象,而且可以解决绿化废弃物的处置问题,减少生态系统的压力,避免对环境造成二次污染。

1 材料与方法

1.1 样品采集和培养

供试水绵于2020年6月分别采自于上海辰山植物园的东湖、西湖、沈泾河和水生植物园向阳静流浅水处,采取新鲜青绿没有发黄腐烂的水绵带回实验室,去除水草、田螺、腐叶等杂质,用蒸馏水冲洗。取20 g(以鲜质量计)水绵样品放入1 000 mL锥形培养瓶,锥形瓶加入BG11液体培养基500 mL。在湿度为65%,光照周期为14 h,温度为26℃,光照强度为9 000 lx的条件下进行5 d的适应性培养。

1.2 浸出液的提取

分别取上海辰山植物园常见的4类绿化废弃物,香樟类(樟 *Cinnamomum camphora*)、松柏类[水杉(*Metasequoia glyptostroboides*)、龙柏(*Sabina chinensis*)各50%混合]、草坪草类[沟叶结缕草(*Zoysia matrella*)、百慕大草(*Cynodon dactylon*)、黑麦草(*Lolium perenne*)各33.3%混合]和沉水植物类[黑藻(*Hydrilla verticillata*)、狐尾藻(*Myriophyllum verticillatum*)、金鱼藻(*Ceratophyllum demersum*)、苦草(*Vallisneria spiralis*)、竹叶眼子菜(*Potamogeton zosterifolius*)各20%混合]进行浸出液提取^[3]。绿化废弃物样品去除腐叶、砾石等杂质后,用蒸馏水冲洗干净放置

收稿日期:2021-06-18

基金项目:上海市科学技术委员会科研计划项目(19DZ1203403);上海市绿化和市容局项目(G172408)。

作者简介:张国威(1989—),男,硕士,工程师,从事生态植物修复研究。E-mail:guowei-zhang@foxmail.com。

于烘箱 70 ℃ 烘干 48 h。机械粉碎后过 150 μm 孔径标准网筛。样品粉末与蒸馏水按照 1:10 的质量比混合,超声波提取 30 min,低速离心 0.5 h 后取上清液,经 0.22 μm 微孔滤膜过滤,置于 4 ℃ 条件下备用^[4]。

1.3 水绵的半数效应浓度 ρ(EC₅₀) 值测定

藻类生物量和密度在实际测量中用镜检计数和体积测量不但耗时繁琐且精确度不高,而叶绿素作为藻类的一类重要的特殊色素,与生物量呈现显著正相关关系,因此,可以用叶绿素的多少反映水绵生物量的多少^[5],从而计算出相应的半数效应浓度,即 ρ(EC₅₀)。在水绵适应性培养结束后取出 20 g(以鲜质量计)水绵加入 1 000 mL 锥形培养瓶,锥形瓶加入 BG11 液体培养基 500 mL。培养 3 d 后,设置加入 4 种类型浸出液的暴露组和 1 个对照组,每个暴露组设置 6 种不同浓度,每浓度和空白对照设置 3 个平行,浸出液在水绵藻液中的最终质量浓度分别为 4, 8, 12, 16, 20 和 24 mg·L⁻¹,每间隔 24 h 取样 0.2 g 测定其叶绿素含量。叶绿素 a 含量测定采用分光光度法(酒精萃取)^[6]。

1.4 水绵抗逆性指标的测定

丙二醛(MDA)含量测定采用上海索桥生物科技有限公司的丙二醛(MDA)检测试剂盒^[7]。电解质外渗率测定,先分别取对照组和不同浓度处理组水绵各 0.2 g,用研磨机研磨 10 s 加入 100 mL 小烧杯,各加 50 mL 蒸馏水,抽气 7~8 min 后测定电导率(C_{e,1}),接着沸水浴 15 min,待其冷却至 25 ℃ 时测定电导率(C_{e,2})^[8]。按照公式 $R_{EL}(\%) = (C_{e,1} - C_{e,0}) / (C_{e,2} - C_{e,0}) \times 100$ 计算电解外渗率,C_{e,0}为蒸馏水的电导率。

1.5 浸出液对水生植物生长的影响

选取荷花、小香蒲和梭鱼草 3 种常见水绵伴生水生植物进行浸出液对水生植物生长影响试验,每组设置 3 个暴露组和 1 个空白对照组,每个暴露组设置 3 个不同浓度,每个浓度和空白对照

设置 3 个平行^[9],根据水绵的半数效应浓度 ρ(EC₅₀) 值测定试验结果确定浸出液在 3 种水生植物生长水体的最终质量浓度分别为 6, 12 和 24 mg·L⁻¹。接种前记录每株植物的生物量 S₀, 接种 100 d 后再记录相应每株植物的生物量 S₁。并算出其生物量增长率 R_B。

$$R_B(\%) = \frac{(S_0 - S_1)}{S_0} \times 100$$

1.6 数据分析

采用 SPSS 20.0 软件进行相关性和差异性分析,对半数效应浓度 ρ(96 h, EC₅₀) 进行计算,采用 Excel 2003 软件进行线性分析并作图。

2 结果与分析

2.1 浸出液对水绵叶绿素 a 含量的影响

由图 1 可知,对照组(0 mg·L⁻¹)叶绿素 a 含量基本不随培养时间延长而产生变化。低浓度暴露组(4~12 mg·L⁻¹)香樟类、草坪草类、沉水植物类、松柏类浸出液处理组的水绵叶绿素 a 含量随着时间的延长均出现先增大后减小的趋势。香樟类浸出液处理组(图 1a)水绵叶绿素 a 含量在 48 h 开始下降。而草坪草类(图 1b)、沉水植物类(图 1c)和松柏类浸出液处理组(图 1d)直到 72 h 才出现下降趋势;高浓度(16~24 mg·L⁻¹)浸出液处理组的水绵叶绿素 a 含量随着时间的延长逐渐减小。同时随着香樟类、草坪草类浸出液浓度的增大,水绵叶绿素 a 含量逐渐下降,均显示出明显的剂量-效应关系^[10]。

由图 1 数据可确定 ρ(96 h, EC₅₀) 及其 95% 置信区间(表 1),参照《水和废水监测分析方法》中毒性的分级标准(表 2),可以得出香樟类浸出液毒性最高,ρ(96 h, EC₅₀) 为 6.512 mg·L⁻¹,属高毒;其次是草坪草类和沉水植物类浸出液,草坪草类的 ρ(96 h, EC₅₀) 为 7.392 mg·L⁻¹,属高毒;水生植物的 ρ(96 h, EC₅₀) 为 20.093 mg·L⁻¹,属中毒;松柏类浸出液的毒性最小,ρ(96 h, EC₅₀) 为 319.315 mg·L⁻¹,属低毒^[11]。

表 1 浸出液对水绵的急性毒性

浸提植物	暴露时间/h	回归方程	ρ(EC ₅₀)/(mg·L ⁻¹)	R ²	ρ(95%置信区间)/(mg·L ⁻¹)
香樟类	96	y = -2.126 + 1.401x	6.512	0.8709	6.512 ± 0.27
草坪草类	96	y = -1.260 + 0.801x	7.392	0.7229	7.392 ± 0.41
沉水植物类	96	y = -1.706 + 0.850x	20.093	0.7217	20.093 ± 0.35
松柏类	96	y = 2.470 + 0.770x	319.315	0.8709	319.315 ± 3.84

注:x 为 lg[ρ(浸出液)/(mg·L⁻¹)];y 为抑制率,%。

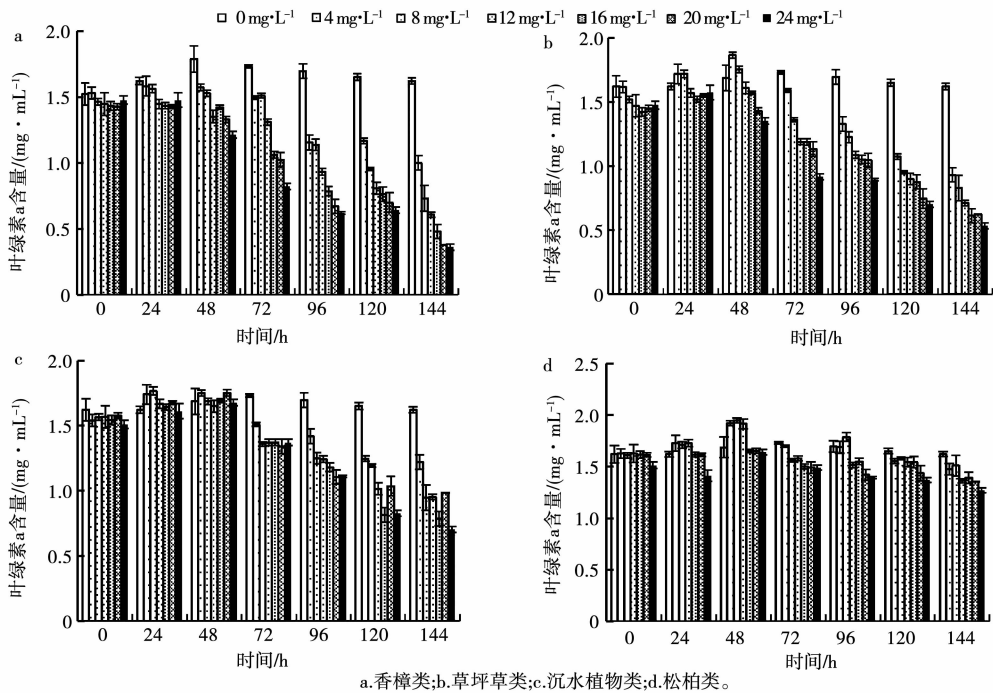


图 1 不同类型浸出液对水绵叶绿素 a 含量的影响

表 2 藻类生长抑制毒性分级标准

$\rho(\text{EC}_{50})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	毒性分级
<1	极高毒
$1 \sim 10$	高毒
$10 \sim 100$	中毒
>100	低毒

根据图 1 中数据计算可得,不同时间香樟类、草坪草类、沉水植物类、松柏类浸出液处理组 $\rho(\text{EC}_{50})$ 值,其中香樟类、草坪草类、沉水植物类浸出液处理组 $\rho(\text{EC}_{50})$ 随着时间增加逐渐减小,96 h 时 $\rho(\text{EC}_{50})$ 最小,表明随着时间的增加这 3 类浸出液对水绵的毒性逐渐增强,水绵的抗性减弱;而松柏类浸出液处理组以 24 h 时 $\rho(\text{EC}_{50})$ 值最小,为 $28.17 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,且 24 h 之后随着时间增加逐渐增大,说明毒性随着时间的延长而逐渐减弱,水绵抗性增强^[12]。

2.2 水绵 MDA 含量与电解质外渗率的变化

2.2.1 MDA 含量 水绵 MDA 含量与香樟类 ($P < 0.01, r = 0.977$)、草坪草类 ($P < 0.01, r = 0.990$)、沉水植物 ($P < 0.01, r = 0.961$)、松柏类 ($P < 0.01, r = 0.951$) 浸出液浓度之间都呈显著指数正相关关系(图 2);MDA 的积累量随着 4 种浸出液浓度的升高逐渐增大,增长的幅度也

逐渐增大。同时不同浸出液浓度条件下水绵 MDA 含量均按香樟类、草坪草类、沉水植物类、松柏类的顺序逐渐减小,当 $\rho(\text{浸出液})$ 为 $24 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,香樟类组 MDA 含量最高,达 $14.544 \text{ nmol} \cdot \text{L}^{-1}$,比相同浓度草坪草类浸出液组 MDA 含量($13.369 \text{ nmol} \cdot \text{L}^{-1}$)高 8.79% ,比相同浓度沉水植物类浸出液组 MDA 含量($12.832 \text{ nmol} \cdot \text{L}^{-1}$)高 13.34% ,比相同浓度松柏类浸出液组 MDA 含量($10.482 \text{ nmol} \cdot \text{L}^{-1}$)高 38.75% 。

2.2.2 电解质外渗率 水绵电解质外渗率与香樟类 ($P < 0.01, r = 0.955$)、草坪草类 ($P < 0.01, r = 0.951$) 浸出液浓度之间呈显著线性正相关关系。与沉水植物 ($P < 0.01, r = 0.991$)、松柏类 ($P < 0.01, r = 0.983$) 浸出液浓度之间呈显著线指数正相关关系(图 3);电解质外渗率随着 4 种浸出液浓度的升高逐渐增大,其中沉水植物类、松柏类长的幅度逐渐增大,同时不同浸出液浓度条件下水绵电解质外渗率均按香樟类、草坪草类、沉水植物类、松柏类的顺序逐渐减小,当 $\rho(\text{浸出液})$ 为 $24 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,香樟类组电解质外渗率最高,达 69.43% ,比相同浓度草坪草类浸出液组外渗率(65.46%)高 6.06% ,比相同浓度沉水植物类浸出液组外渗率(62.71%)高 10.72% ,比相同浓度松柏类浸出液组外渗率(58.25%)高 19.19% 。

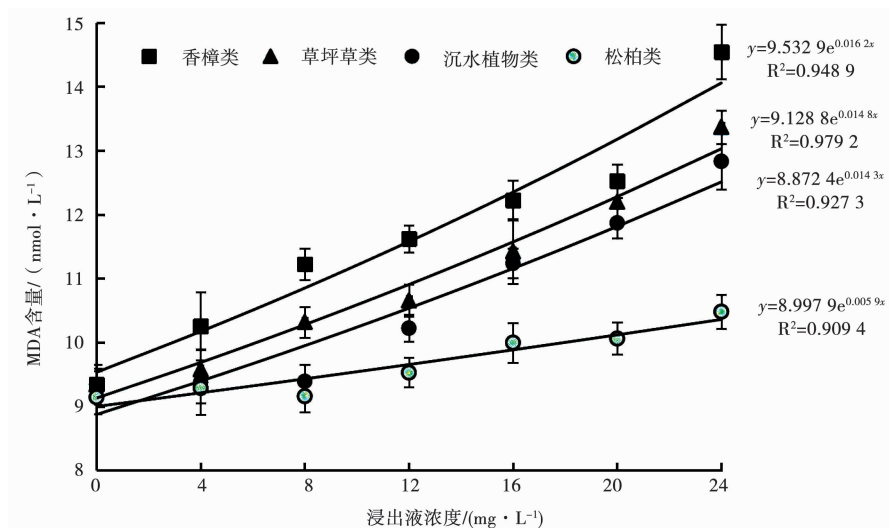


图 2 不同浸出液处理下水绵 MDA 含量与浸出液浓度的关系

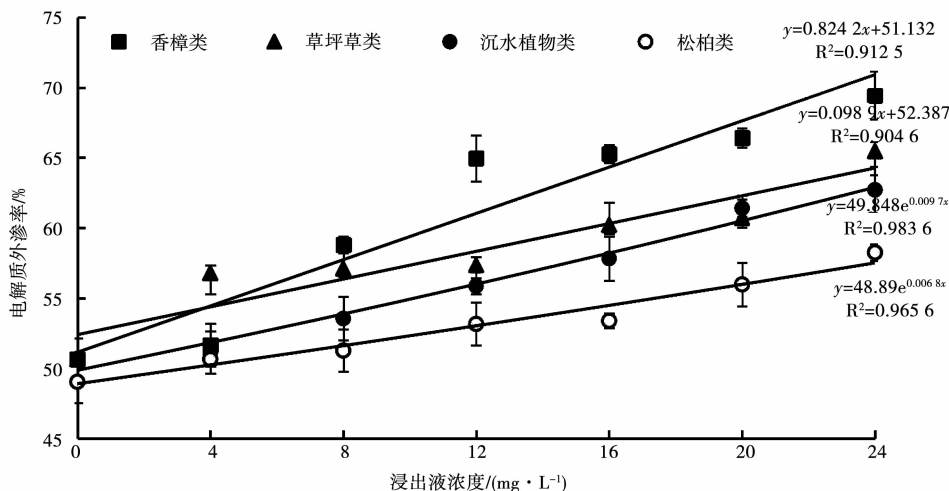


图 3 不同浸出液处理下水绵电解质外渗率与浸出液浓度的关系

2.2.3 电解质外渗率与 MDA 含量的关系 香樟类浸出液处理下,水绵电解质外渗率与 MDA 含量之间呈显著对数正相关关系($P<0.01$, $r=0.940$);草坪草类浸出液处理下,水绵电解质外渗率与 MDA 含量之间呈显著对数正相关关系($P<0.01$, $r=0.931$);沉水植物类浸出液处理下,水绵电解质外渗率与 MDA 含量之间呈显著对数正相关关系($P<0.01$, $r=0.975$);松柏类浸出液处理下,水绵电解质外渗率与 MDA 含量之间呈显著对数正相关关系($P<0.01$, $r=0.946$) (图 4)。

2.3 浸出液对 3 种水生植物生长的影响

不同浸出液对荷花生物量增长率的影响较

小,与对照相比,除了香樟类浸出液 $24 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时促进水生植物生物量增长率显著增加,其余浸出液处理组的荷花生物量增长率差异不显著(表 3);4 种浸出液对小香蒲物量增长率的影响较小,与对照相比,除了松柏类浸出液 $12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时会促进水生植物生物量增长率显著增加,其余各处理组植物类浸出液的小香蒲生物量生长率差异不显著;对于梭鱼草,对照组相对于松柏类 $12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、沉水植物类 $6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $24 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、草坪草类 $12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、香樟类 $6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 都差异显著,4 类浸出液组的生物量增长率都有所增加^[13]。说明 4 类浸出液对梭鱼草物量增长率的影响较大,会使梭鱼草生物量增长率的增加。

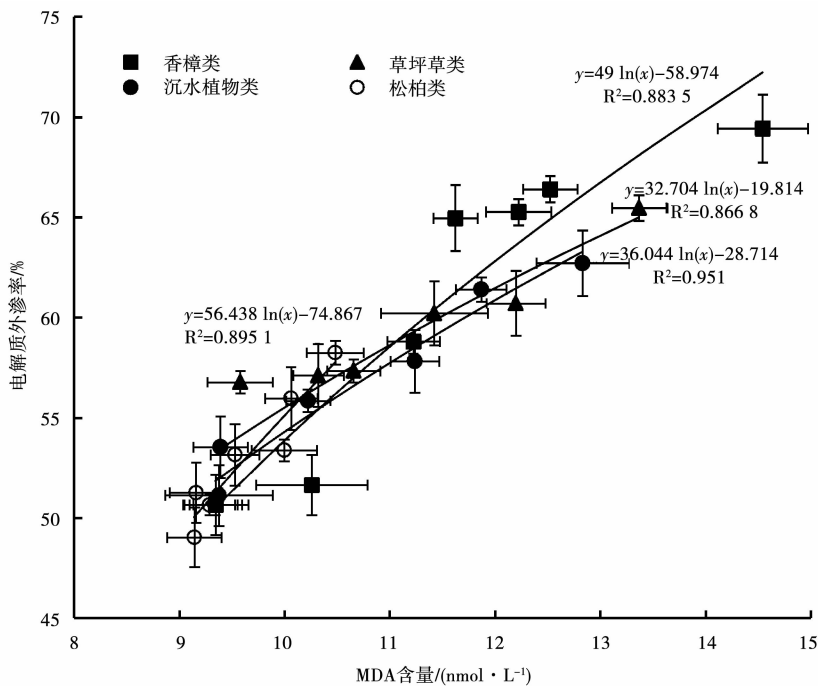


图 4 不同浸出液处理下水绵 MDA 含量与电解质外渗率的关系

表 3 不同浸出液处理下水生植物生物量增长率变化

浸出液浓度/(mg·L ⁻¹)		生物量增长率/%		
		荷花	小香蒲	梭鱼草
香樟类	0	325.9±80.1 b	1895.2±451.1 ab	229.0±30.8 c
	6	252.7±54.5 b	1212.1±162.1 b	520.8±132.4 ab
	12	321.4±57.4 b	1724.1±132.1 ab	405.1±6.0 bc
	24	616.3±85.4 a	867.5±57.6 b	240.9±64.4 c
草坪草类	0	325.9±80.1 b	1895.2±451.1 ab	229.0±30.8 c
	6	175.0±68.6 b	1392.8±341.9 ab	318.6±68.4 bc
	12	257.2±193.4 b	1531.2±235.9 ab	425.6±29.8 b
	24	398.0±168.7 ab	1365.2±186.6 ab	356.7±50.1 bc
沉水植物类	0	325.9±80.1 b	1895.2±451.1 ab	229.0±30.8 c
	6	464.8±16.1 ab	906.9±287.4 b	668.8±93.6 a
	12	274.8±49.4 b	915.5±232.6 b	399.5±11.1 bc
	24	261.2±82.2 b	1501.5±290.5 ab	454.7±36.7 b
松柏类	0	325.9±80.1 b	1895.2±451.1 ab	229.0±30.8 c
	6	480.3±98.3 ab	1425.4±118.6 ab	329.2±65.0 bc
	12	452.5±66.2 ab	2039.3±340.7 a	642.5±22.4 a
	24	241.5±74.3 b	1243.3±177.6 ab	359.1±14.4 bc

注:不同字母表示 5%水平上差异显著。

3 讨论与结论

本研究结果表明对于水绵,香樟类浸出液毒性最高, $\rho(96\text{ h}, EC_{50})$ 为 $6.512\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,属高毒;

其次是草坪草类和沉水植物类浸出液,草坪草类的 $\rho(96\text{ h}, EC_{50})$ 为 $7.392\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,属高毒;沉水植物类的 $\rho(96\text{ h}, EC_{50})$ 为 $20.093\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,属中

毒;松柏类浸出液的毒性最小, $\rho(96\text{ h}, EC_{50})$ 为 $319.315\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 属低毒。

香樟类、草坪草类、沉水植物类浸出液对水绵的毒性随着时间的增加逐渐增强,水绵的抗性减弱;而松柏类浸毒性随着时间的增加而逐渐减弱,水绵抗性增强^[14]。山鹰等^[15]发现再力花 $\rho(96\text{ h}, EC_{50})$ 为 $6.85\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (干叶质量)。李庆华等^[16]发现不同浓度的柳树叶浸出液对蛋白核小球藻的毒性强弱不同, $\rho(96\text{ h}, EC_{50})$ 为 $11.82\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ (鲜叶质量),较低浓度($10\sim 20\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$)浸出液对蛋白核小球藻起到先抑制后促进的作用,而较高浓度($30\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$)则始终起到抑制作用,抑制率达到 56.50% 。柳树叶片含水率为 65.36% ^[17]。进而换算为干叶质量 $\rho(96\text{ h}, EC_{50})$ 为 $7.725\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。本试验香樟类浸出液对于水绵的 $\rho(96\text{ h}, EC_{50})$ 为 $6.512\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,毒性均强于山鹰等^[15]发现的再丽花和李庆华等^[16]发现的柳树。本试验没有发现低浓度起到先抑制后促进的作用,原因主要是对于藻类,香樟 $\rho(96\text{ h}, EC_{50})$ 远小于柳树 $7.725\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,毒性远强于柳树,对于藻类的抑制作用较强,其次是蛋白核小球藻和水绵的抗逆性差异性。但是本试验发现与对照组相比,较低浓度($4\sim 12\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)香樟类、草坪草类、沉水植物类、松柏类浸出液处理组的水绵叶绿素a含量均出现先增加后减小的趋势。原因是在较低浸出液浓度条件下,毒性越弱的抑制因子需要的效应时间越长,在这段时间里水绵会在较为适应的环境里快速生长。

藻类细胞在漫长的演化进程中形成了一定的抗逆机制,其中活性氧代谢在抗逆过程中扮演着重要的角色。当藻类遭受到诸如高温、毒害等不利环境时,自由基代谢的平衡就会被打破,大量的活自由基被产生,过度的自由基积累将会造成细胞膜脂过氧化,MDA则是藻类细胞膜脂过氧化过程中的标志性产物之一,而电解质外渗率的高低也直接反应了藻类细胞膜控制力和受破坏成的大小,因此MDA和电解质外渗率大小能较为准确地反映藻类所有胁迫程度的强弱^[18]。

水绵MDA与4类浸出液浓度之间呈显著指数正相关关系,水绵电解质外渗率与香樟类、草坪草类浸出液浓度之间呈显著线性正相关关系,与沉水植物类和松柏类浸出液浓度之间呈显著指数正相关关系,水绵电解质外渗率与MDA含量之间呈显著对数正相关关系。4类绿化废弃物浸出液对水绵细胞具有一定抑制作用。虽然在初期低

浓度条件下,水绵表现出一定的抗逆性,但随着浸出液浓度的增加和胁迫时间延长,抗逆性逐渐丧失,主要表现为细胞膜控制性下降,细胞内电解质流出,使得电解质外渗率增加;膜脂过氧化过程加剧,MDA含量不断增高,细胞膜结构逐渐被破坏,从而抑制水绵的生长^[19]。

不同种类浸出液对荷花生物量增长率的影响较小,只有在香樟类浸出液浓度为 $24\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时生物量增长率比其他组显著增加。4类浸出液对小香蒲物量增长率的影响较小,只有在松柏类浸出液为 $12\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时生物量增长率与其他组差异显著,促进生物量增长率的增加。但是4类浸出液对梭鱼草物量增长率的影响较大,会使梭鱼草生物量增长率的增加。主要由于浸出液中含有的部分营养物质会促进梭鱼草生物量增长率的增加^[20]。

综上所述,香樟类、沉水植物类、草坪草类和松柏类4类浸出液,对水绵都有一定的抑制效果,抑制效果按照香樟类、沉水植物类、草坪草类、松柏类的效果逐渐减小。浸出液再对水绵有效抑制的同时对水生植物的影响也较小,对荷花和小香蒲的生长影响也较小,但会促进梭鱼草生物量增长率的增加。其中香樟类、草坪草类对于水绵属高毒,当浓度为分别为 $6.5\sim 24.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $7.3\sim 24.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,在对水绵抑制有效的同时对水生植物的生长没有抑制作用,这两类浸出液对控制水绵的生长具有一定的潜在价值。

参考文献:

- [1] 胡光济,侯浩波,张维昊.淡水高等水生植物对浮游藻类化感作用评述[J].安全与环境工程,2010,17(4):3-8.
- [2] 吕子文,方海兰,黄彩娣.美国园林废弃物的处置及对我国的启示[J].中国园林,2007,23(8):90-94.
- [3] 阴筱,吴宝杰,李效尊,等.藕田水绵防除药剂初步筛选[J].山东农业科学,2018(7):155-157.
- [4] 张庭廷,陈传平,何梅,等.几种高等水生植物的克藻效应研究[J].生物学杂志,2007,24(4):32-36.
- [5] 陈鑫.固定化微生物膜在翘嘴鲈养殖池塘中的生成及对水质的影响研究[D].武汉:华中农业大学,2013.
- [6] 王秋丽.地表水中浮游植物叶绿素a测定方法的探讨[J].环境保护与循环经济,2015,35(12):62-64.
- [7] 朱娇,黄卫昌,曹建国,等.上海适生白及属植物的耐湿性评价及其生理机制研究[J].植物生理学报,2019(2):209-217.
- [8] 沙俊涛,陈青青,缪雨静,等.茶树凋落叶浸提液对菰蓝生理生化的化感效应[J].核农学报,2020,34(6):205-214.
- [9] 周艳.污染场地浅层地下水和河道底泥浸出液对水生生物的毒性效应研究[D].南京:南京农业大学,2012.

[10] 袁亚光,李思宇,宰学明,等. 水芹(*Oenanthe javaica*)浸出液对小球藻(*Chlorella vulgaris*)生长及超微结构的影响[J]. 生态与农村环境学报,2012,28(3):266-270.

[11] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京:中国环境科学出版社,2002.

[12] 张拿慧,李佳,陈颖鑫,等. 微藻计数及压载水藻类生长抑制毒性试验方法[J]. 船舶工程,2018,40(12):8-12.

[13] 舒阳,刘振乾,李丽君. 凤眼莲浸出液对东海原甲藻生长的抑制作用[J]. 生态科学,2006,25(2):124-127.

[14] 于建光,顾元,常志州,等. 小麦秸秆浸出液和腐解液对水稻的化感效应[J]. 土壤学报,2013,50(2):349-356.

[15] 山鹰,王丽卿,张伟,等. 2 种植物秸秆浸提液对水绵生长的抑制作用[J]. 生态与农村环境学报,2014,30(1):57-62.

[16] 李庆华,郭沛涌,田美燕,等. 柳树叶浸提液对蛋白核小球藻的化感作用[J]. 生态学杂志,2009,28(5):884-888.

[17] 杨斌,石培贤. 柳树叶组织蒸腾强度及离体叶片水分自然散失速度测定分析[J]. 西北林学院学报,2006,21(5):22-25.

[18] 韦泽秀,徐齐君,扎桑,等. 缺氮处理对青稞幼苗生长和生理特性的影响[J]. 大麦与谷类科学,2017,34(2):1-9.

[19] NAKAI S,INOUE Y,HOSOMI M, et al. Myrophyllyum spica-released allelopathic polyphenoles inhibiting growth of blue-green algae *Chlorella pyrenoidosa*[J]. Water Research,2000,34(11):3026-3032.

[20] 俞子文,孙文浩,郭克勤,等. 几种高等水生植物的克藻效应[J]. 水生生物学报,1992,16(1):1-7.

Effect of Garden Waste Lixivium on the Growth of *Spirogyra communis* and Aquatic Plants

ZHANG Guo-wei

(Shanghai Chenshan Botanical Garden,Shanghai Chenshan Plant Science Research Center of Chinese Academy of Sciences,Shanghai 201910,China)

Abstract: In order to solve the problem of disposal of greening waste, this research took the four kinds of greenery wastes of *Cinnamomum camphora*, Conifers, Turf-grass and Submerged plants in Shanghai Chenshan Botanical Garden as raw materials, soaked them, then extracted different types of lixivium, added the lixivium of different concentration into the water body of *Spirogyra communis* and common associated aquatic plants of *Spirogyra communis* (*Nelumbo nucifera*, *Typha minima*, *Pontederia cordata*), and observed effects on the growth of them. The results showed that *Cinnamomum camphora* extracts had the highest toxicity, $\rho(96\text{ h}, EC_{50})$ was $6.512\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, which was highly toxic. The second was Turf-grass, $\rho(96\text{ h}, EC_{50})$ was $7.392\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, which was highly toxic. The third was Submerged macrophyte, $\rho(96\text{ h}, EC_{50})$ was $20.093\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, which was medium toxic. The toxicity of Conifers extracts was the least, $\rho(96\text{ h}, EC_{50})$ was $319.315\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, which was low toxicity. The four kinds of lixivium had no effect on the growth of *Nelumbo nucifera* and *Typha minima*, and the lixivium may even promote the growth of the *Pontederia cordata*. Therefore, in the water where aquatic plants were planted, for controlling the growth of *Spirogyra communis*, the lixivium concentrations of *Cinnamomum camphora* and Turf-grass should be separately $6.5-24.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and $7.3-24.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, which had no harmful effect on the growth of aquatic plants while inhibiting the growth of *Spirogyra communis*. As a result, these two kinds of lixivium have some certain potential value in controlling the growth of *Spirogyra communis*.

Keywords: garden waste lixivium; *Spirogyra communis*; inhibition effect

协办单位

黑龙江省农业科学院水稻研究所
黑龙江省农业科学院克山分院
黑龙江省农业科学院黑河分院
黑龙江省农业科学院绥化分院
黑龙江省农业科学院佳木斯分院
黑龙江省农业科学院牡丹江分院
内蒙古丰垦种业有限责任公司