

海洋浮游植物对 0 号柴油水溶组分的生物富集动力学模型

张军^{1,2}, 王修林², 韩秀荣², 祝陈坚², 石晓勇²

(1. 同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092; 2. 中国海洋大学化学化工学院, 青岛 266003)

摘要:应用生物富集静态实验研究了海洋浮游植物对 0 号柴油水溶组分的生物富集动力学过程, 提出了水相差法测定海洋浮游植物体内石油烃浓度, 以及包括石油烃挥发和生物生长等影响因素的石油烃生物富集动力学模型, 并利用非线性拟合技术得到了海洋浮游植物对 0 号柴油水溶组分的生物富集动力学参数 K_{up} 、 K_{el} 和 BCF_{POC} 。验证实验的结果表明, 本方法与利用常规生物体萃取、富集平衡法测定的数据结果基本一致。本模型及实验方法简便可靠, 可在现场实验中广泛应用, 得到的动力学参数应用于多介质环境模型和生态动力学模型, 用以研究石油烃污染物在海洋环境中的迁移变化规律。

关键词:浮游植物; 石油烃; 生物富集; 动力学模型

中图分类号: X55 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2004)01-0014-06

Kinetic Model for Bioconcentration of No. 0 Diesel Water Accommodated Fraction by Phytoplankton

ZHANG Jun^{1,2}, WANG Xiulin², HAN Xiurong², ZHU Chenjian², SHI Xiaoyong²

(1. College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. College of Chemistry and Chemical Engineering, Ocean University of China, Qingdao 266003, China)

Abstract: A “ c_w (pollutant concentration in water) Balance Method” was proposed, and the kinetic parameters for bioconcentration of No. 0 diesel water accommodated fraction by phytoplankton was measured and calculated by a modified bioconcentration model with non-linear fitting software. The data and parameters obtained by “ c_w Balance Method” showed well correlation with those by the extraction of ultrasonication bath with the equilibrium method. The technique proposed in the present study is particularly well suited for the study on the bioconcentration of organic pollution toxins in the field for its convenience, simplicity, veracity and reliability.

Key words: phytoplankton; petroleum; bioconcentration; kinetic model

目前, 石油烃类污染物已成为我国近海仅次于营养盐富营养化的第 2 大污染物^[1], 关于石油烃污染物对浮游植物生长和营养盐吸收的影响已经做了相当多的研究^[2~4], 但有关浮游植物对石油烃污染物生物富集动力学参数的研究却鲜有报道^[5]。而海洋浮游植物是海洋中主要的初级生产力, 是污染物被生物富集和累积的起点, 也是海水自净能力中不可忽视的因素之一, 海洋生物对石油烃污染物的生物富集动力学参数的获得是研究石油烃污染对海洋生态系统的影响和建立多介质环境模型的前提和基础, 并对研究石油烃在海洋环境中的迁移、变化和归宿以及环境评价等具有重要意义^[6]。由于传统的生物体萃取分析方法(碱分解、索氏提取、超声波萃取等)需要大量的浮游植物样品(0.5~5g), 在实验中很难获得足够的浮游植物样品用于生物体分析, 尤其不适用于现场实验, 所以对浮游植物的生物富集动力学参数的测定带来了很大困难^[5]。Banerjee 等^[6]运用一室模型提出了一种简便的鱼类对难挥

发有机物氯苯生物富集因子(Bioconcentration Factor, BCF)的快速测定法, 本文在此基础上, 应用改进的生物富集动力学模型^[5]和“水相差法”(c_w Balance Method), 同时考虑污染有机物的挥发和藻类的生长稀释效应, 测定了海洋浮游植物对 0 号柴油水溶组分(No. 0 diesel water accommodated fraction, No. 0 diesel WAF) 的生物富集动力学参数, 并对模型方法和常规生物体分析萃取、富集平衡法所得到的结果进行了比较。

1 实验方法

1.1 藻种的保存、培养

实验选用常用的饵料藻种小球藻(*Chlorella vulgaris*) 和亚心形扁藻(*Platymonas subcordi-*

收稿日期: 2003-03-06; 修订日期: 2003-06-12

基金项目: 国家自然科学基金项目(40136020, 49976027); 山东省自然科学基金项目(L2000E01); 教育部重点项目(01110); 国家科学技术攻关项目(2002BA904B06)

作者简介: 张军(1976~), 山东青岛人, 同济大学 2001 级环境工程博士研究生, 研究方向为水污染控制。

forms), 中国近海常见的赤潮藻种小新月菱形藻 (*Cylindrotheca closterium*)、角毛藻 (*Chaetoceros* sp.)、甲藻 (*Gymnodinium* sp.) 作为实验藻种. 接种在光照培养箱内, 实验培养在室内光照培养架上, 均保持 20℃、6000 lx 照度和 12h:12h 的明暗周期. 当藻种密度达到 $10^6 \sim 10^7$ 个/cm³ 后即可用于实验.

1.2 实验海水的处理

实验用的砂滤海水取自中国水产科学院黄海研究所大麦岛实验基地, 实验前均用 0.45μm 的混合纤维膜过滤, 并煮沸灭菌.

1.3 2-甲基萘实验海水介质的制备

实验前, 按照比例用微量移液器滴加 9944 mg/dm³ 以甲醇为溶剂的 2-甲基萘 (Fluka Chemie AG, 色谱纯, ≥99%) 贮备液, 到已加入 f/2 配方的实验海水中, 振荡均匀, 配制成 2-甲基萘浓度约为 0.2 mg/dm³ 的实验海水介质, 静置平衡 24h, 使 2-甲基萘在实验容器中的吸附、挥发等非生物衰减基本平衡后, 即可开始实验.

1.4 0 号柴油 WAF 母液的制备

在 2dm³ 三角瓶中按照 10:1 的比例加入过滤海水和 0 号柴油 (中国石油总公司青岛分公司), 用磁力搅拌器搅拌 24h, 搅拌速度以不使油柱直达瓶底为准, 以免使过多的微小油滴分散到水体中, 干扰其后的油水分离, 影响 0 号柴油 WAF 的萃取和测定. 然后静置分层 48h, 虹吸下层清液, 经 GF/F 玻璃纤维滤膜 (Whatman) 过滤后保存于棕色瓶中, 并粗测其浓度^[7]. 实验前, 将上述浓度已知的 0 号柴油 WAF 贮备液按比例加入到盛有 f/2 配方营养液^[8] 的实验海水中, 使其中 0 号柴油 WAF 约为 3~4 mg/dm³, 静置平衡 24h.

1.5 实验步骤

实验容器为 5dm³ 透明玻璃瓶, 实验开始时按比例将培养好的实验藻种加入到已经静置平衡 24h 的实验海水介质中, 使初始实验藻种密度约为 $5 \sim 50 \times 10^4$ 个/cm³, 此时即为 0 时刻, 立即按照 0、1、3、6、9、12、24、36、48、60h 的时间序列采样, 以不加藻液的玻璃瓶作为对照. 每次取 5cm³ 水样用于藻密度计数.

1.6 海水中 2-甲基萘浓度的测定

用 φ47mm GF/C 滤膜过滤约 500cm³ 水样, 留取后 400cm³ 滤液平均分作 2 份, 每份加入 1:3 硫酸 2cm³, 用 5cm³ 重蒸的正己烷萃取 2 次, 合并萃取后的正己烷, 保存在 10cm³ 具塞玻璃试管内, 以封口膜

密封, -20℃ 以下冷冻保存. 滤膜立即剪成 2mm 宽的小条置于 10cm³ 具塞离心试管中, -20℃ 以下冷冻保存. 培养实验结束后, 以超声波萃取法萃取所有滤膜上浮游植物体内的 2-甲基萘, 每次向装有滤膜的具塞试管中加入 6cm³ 重蒸的正己烷, 在 30℃ 下恒温超声振荡萃取 20min, 然后静置萃取过夜^[9], 重复萃取 4 次, 收集正己烷于 25cm³ 玻塞比色管中, -20℃ 以下冷冻密封保存.

根据 2-甲基萘的正己烷溶液在紫外区 (210~280nm) 的吸收曲线, 选用具有较强吸收能力的 225nm 波长进行 2-甲基萘的定量测定.

1.7 海水中 0 号柴油 WAF 浓度的测定

用 φ25mm GF/C 玻璃纤维滤膜过滤 100cm³ 水样, 加入 1:3 硫酸 1cm³ 摇匀, 用 5cm³ 重蒸的正己烷萃取 2 次, 合并萃取后的正己烷, 保存在 10cm³ 具塞玻璃试管内, -20℃ 以下冷冻密封保存. 实验结束后用 754 紫外-可见分光光度计在 225nm 处测定 0 号柴油 WAF 的浓度^[10].

1.8 浮游植物生物量的测定

采集 20cm³ 水样, 用 φ25mm GF/C 玻璃纤维滤膜 (450℃ 灼烧 3h) 过滤. 滤膜 -20℃ 冷冻保存. 实验室中, 滤膜冷冻干燥, 浓盐酸熏蒸后, 应用 CHN 元素分析仪测定其颗粒有机碳 (Particle Organic Carbon, POC) 含量^[11].

2 结果与讨论

2.1 生物富集动力学模型

在本实验中, 同时设置 2 种实验装置: 只添加石油烃污染物的对照瓶和添加石油烃污染物及受试生物的实验瓶. 由于 2 种实验装置所处的各种外部条件 (如温度、光照、振荡等) 是完全相同的, 所产生的各种非生物对石油烃污染物衰减的影响作用也是基本相同的, 从而可假定实验瓶中的石油烃污染物浓度 $c_{W(S)}$ (mg·dm⁻³) 的变化趋势在除去生物富集作用后与对照瓶中的石油烃污染物浓度 $c_{W(C)}$ (mg·dm⁻³) 是近似相等的:

$$c_{W(C)} = c_{BT} = c_{W(S)} + B_t C_A \quad (1)$$

其中, B_t (kg·dm⁻³) 为 t 时刻实验瓶中生物量 (以 C 计). 这样, 浮游植物体内石油烃污染物浓度 (生物量以 C 计) c_A (mg·kg⁻¹) 可以表示为:

$$c_A = \frac{c_{W(C)} - c_{W(S)}}{B_t} \quad (2)$$

因此, 应用差减法可以得到浮游植物体内石油烃浓度, 从而克服了现场实验条件下难以获得足够

的浮游植物样品直接分析生物体内石油烃浓度的问题.

根据生物富集双箱动力学模型原理^[6],考虑到浮游植物的生长因素,生物体内的石油烃污染物浓度的变化可表示为^[12]:

$$\frac{dc_A}{dt} = K_{up} c_W - (K_{el} + K_G) c_A \quad (3)$$

其中, K_{up} (d^{-1}) 为生物富集速率常数, K_{el} (d^{-1}) 为释放速率常数, K_G (d^{-1}) 为生物生长因子. 当富集平衡时, BCF 可表示为:

$$BCF = \frac{c_A}{c_W} = \frac{K_{up}}{K_{el} + K_G} \quad (4)$$

由于有机污染物在试验过程中的非生物富集过程,如挥发、容器吸附、光降解等过程,同样会使其浓度逐渐降低,可用一级指数衰减方程来综合描述这些过程^[13]:

$$c_{WC} = c_{BT} = A + De^{-mt} \quad (5)$$

其中 A , D 和 m 均为常数,可由非线性拟合技术得到.

当受试生物在实验过程中有个体的成长或数量的增加时,其生物量可用 Boltzman 方程来描述^[12]:

$$B_t = B_F - \frac{B_F - B_0}{1 + e^{(t-t_0)/\alpha}} \quad (6)$$

其中, B_0 和 B_F 分别为起始的和最终生物量, t_0 为 B_t 等于 $(B_F + B_0)/2$ 的时刻, α 为生物生长系数,均可由非线性拟合技术得到.

合并(1),(3),(5)和(6)后,当 $t \ll t_0$,对时间 t 积分得:

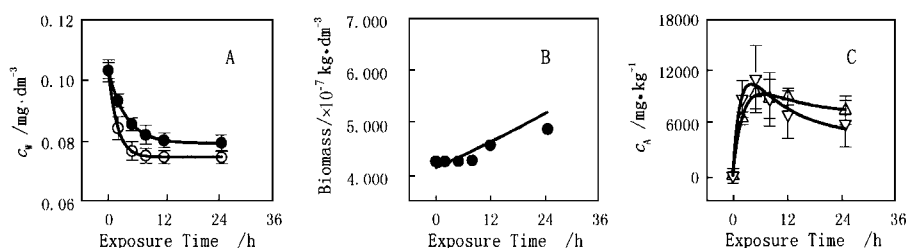
$$c_A = K_{up} \left[1 + e^{\frac{t-t_0}{\alpha}} \right]^{-\frac{K_{up}}{B_F - B_0}} \cdot \left[\frac{A(1 - e^{-(K_{up} B_0 + K_{el} + K_G)t})}{K_{up} B_0 + K_{el} + K_G} + \frac{D(e^{-mt} - e^{-(K_{up} B_0 + K_{el} + K_G)t})}{K_{up} B_0 + K_{el} + K_G - m} \right] \quad (7)$$

从而可将已拟合得到的各个参数代入公式(7),通过非线性拟合技术得到生物富集速率常数 K_{up} 和释放速率常数 K_{el} ,进而由公式(4)求出生物富集因子 BCF.

2.2 模型假设的验证

从对 0 号柴油 WAF 萃取液的 GC/MS 分析可知,其中芳烃部分的含量以萘系物居多,约占芳烃总含量的 70%~80%^[14],且 2-甲基萘挥发性较小和溶解度较大,所以此次比较实验选用 2-甲基萘为基准有机污染物,小球藻作为实验藻种.

通过对模型验证实验数据的非线性拟合,可以得到如下结果(见图 1).从图 1(A)可以看出富集平衡时间约为 5h 左右,实验过程中对照瓶和实验瓶中的 2-甲基萘浓度在吸附、挥发、生物富集等各种作用下不断降低,由于小球藻对 2-甲基萘的生物富集作用,使得实验瓶中的 2-甲基萘的衰减速度比对照瓶中的衰减要快.实验结束时实验瓶中 2-甲基萘的浓度也低于对照瓶中 2-甲基萘的浓度.由图 1(C)可以直观的看出,2 组数据所描述的小球藻对培养液中 2-甲基萘的生物富集规律是一致的,生物富集曲线的变化趋势是一样的,所得数据之间的相对误差都在分析误差限以内,这说明“水相差法”和传统的



A. 对照瓶-●-和实验瓶-○-中 2-甲基萘浓度的衰减 B. 小球藻-●-的生长曲线 C. 模型方法-▽-与超声波萃取-△-得到的小球藻体内富集的 2-甲基萘浓度,及方程(7)拟合曲线

图 1 小球藻对 2-甲基萘的生物富集实验(直接萃取与模型方法的比较)

A. Decline of 2- MNaph concentration, c_{WC} (solid circle) and c_{WS} (open circle) B. Growth of *Chlorella vulgaris*

C. Time course of 2- MNaph concentration $c_{A(ind)}$ (down triangle), $c_{A(d)}$ (up triangle) and fitting line with equation (7).

Fig.1 Bioconcentration of 2- Mnaph by *Chlorella vulgaris* (extraction method vs. model method)

生物体直接分析方法所得到的结果是基本一致的.

由 c_{WC} 、 c_{WS} 计算出的生物体内 2-甲基萘浓度 $c_{A(ind)}$ 和通过超声波萃取生物体分析得到的生物

体内 2-甲基萘浓度 $c_{A(d)}$ 的相关性分析见图 2,2 组数据之间的相关系数为 0.88,并无显著差别 ($p < 0.0001$),两者之间的不确定误差 (Uncertainty) 为

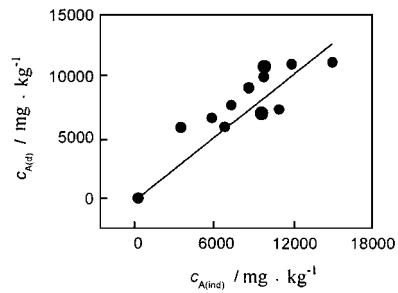


图2 直接萃取与模型方法所测得的小球藻体内2-甲基萘浓度的相关性

Fig.2 Comparison of 2- MNaph concentration in *Chlorella vulgaris* cell, $c_{A(ind)}$ indirectly estimated by model method with $c_{A(d)}$ directly measured by extraction method

17.6%,进一步证明2种分析方法所得到的实验数据具有很好的相关性和一致性.而目前各种生物富集模型的不确定误差一般为20%~50%^[15],所以由“水相差法”得到的 $c_{A(ind)}$ 与传统生物体分析萃取法测得的 $c_{A(d)}$ 在数值上的误差是完全可以接受的.这说明所采用的实验方法,即“水相差法”,是可行的,完全可以满足目前污染有机物生物富集动力学研究的要求,而且实验中需测定的是水体中污染物的浓度,不需要进行样品需求量大、干扰因素多、步骤繁琐、技术水平要求高和费用昂贵的生物体分析,所需的仪器和试剂少、携带方便,所需样品量少、易获得,所以较传统方法更具应用前景,尤其适合现场或野外实验以及各种生物样品不易获得或较为珍贵的实验中应用.

通过模型公式非线性拟合得到的生物富集动力学参数,生物富集动力学参数列于表1.

表1 生物体分析和模型方法分别拟合求得的生物富集动力学参数
Table 1 The kinetic bioconcentration parameters obtained by model method and extraction method

参数	K_{up}/d^{-1}	K_{el}/d^{-1}	BCF_{POC}
模型计算结果	3.52×10^4	2.33	1.51×10^4
生物体直接分析结果	3.47×10^4	2.26	1.54×10^4
不确定误差/%	0.9	2.2	1.0

通过对模型拟合所得结果的误差分析可见,经过非线性拟合后,2种方法所得结果的不确定误差进一步缩小,由原来的17.6%降为0.9%~2.2%.可见进行非线性拟合的过程中对实验数据具有一定的优化,使得实验数据经非线性拟合处理后结果的精确性能够得到进一步提高.

2.3 海洋浮游植物对0号柴油WAF的生物富集
通过连续测定实验过程中对照瓶和实验瓶中0

号柴油WAF浓度的变化,应用生物富集模型求出浮游植物对0号柴油WAF浓度的生物富集动力学参数,见表2和图3.

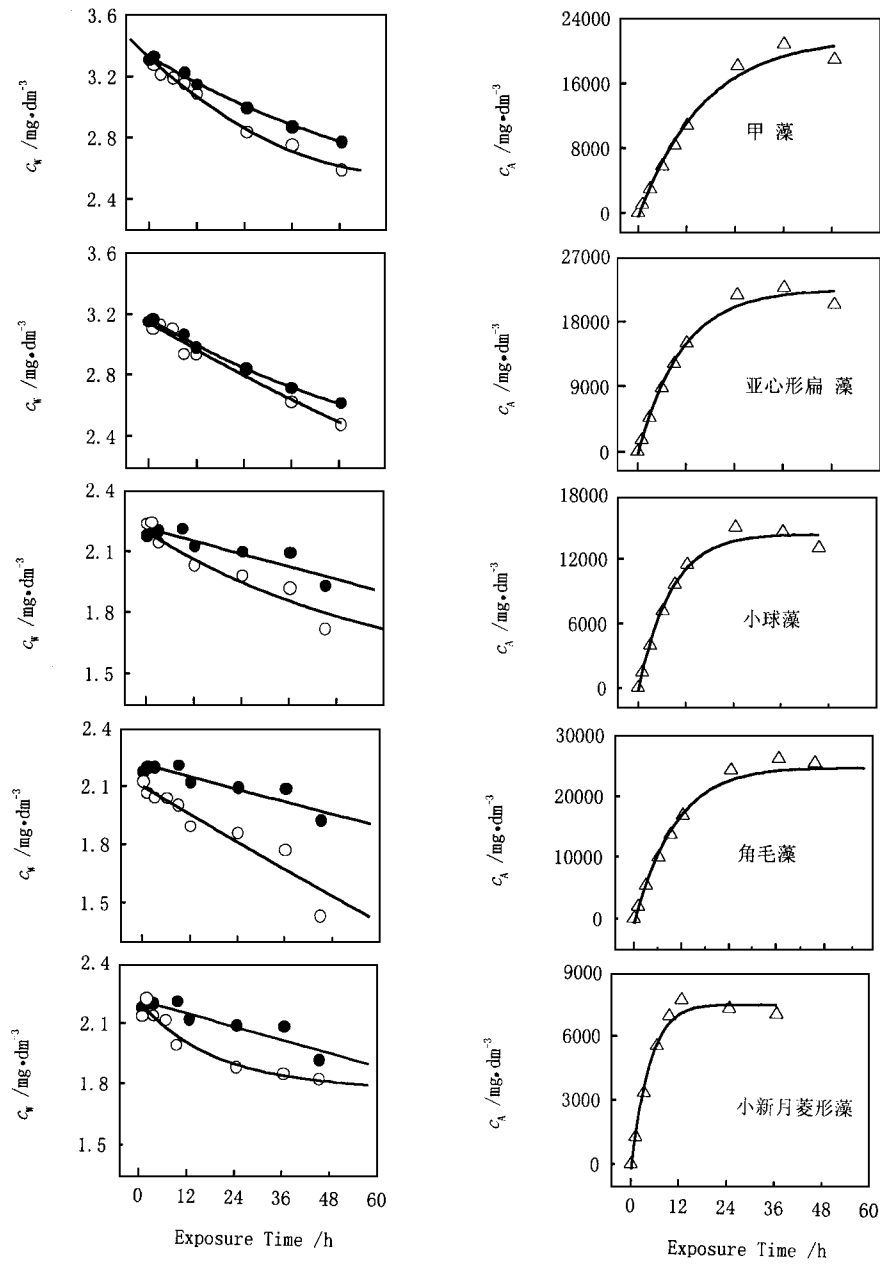
表2 海洋浮游植物对0号柴油水溶组分的生物富集动力学参数及其细胞体积^[16]

Table 2 The kinetic bioconcentration parameters for bioconcentration of No. 0 diesel WAF by phytoplankton and cell volume of phytoplankton						
门	种	K_{up}/d^{-1}	K_{el}/d^{-1}	K_G/d^{-1}	BCF_{POC}	$V_{cell}/\mu m^3$
硅藻	小新月菱形藻	3.60×10^4	4.51	0.958	0.66×10^4	29.3
	角毛藻	2.15×10^4	1.56	0.677	0.96×10^4	170
绿藻	亚心形扁藻	2.43×10^4	2.09	0.036	1.29×10^4	377
	小球藻	3.70×10^4	2.21	0.653	0.60×10^4	14.1
甲藻	甲藻	1.93×10^4	1.32	0.017	1.44×10^4	424

各种藻类对0号柴油WAF的生物富集过程中,0号柴油WAF浓度的衰减曲线见图3(左列).同样可以看出,石油烃污染物的浓度在含有藻液的实验瓶中的衰减速度要快于相同条件下对照瓶中的衰减速度.由“水相差法”方程计算出的0号柴油WAF在生物体内的浓度 c_A ,如图3(右列),各种藻类体内的石油烃浓度 c_A 各不相同,这与其自身在实验条件下的生物富集能力有关,而且甲藻、亚心形扁藻和角毛藻在实验期间其对石油烃的富集并未完全达到稳态平衡,说明各种浮游植物的富集平衡时间即使在相同的实验条件下也是各不相同的,所以稳态法中在不同的实验条件下对各种受试生物采用相同的平衡时间是不恰当的,而动力学方法测定生物富集因子的时候则不会受到平衡时间不确定的影响,实验周期不再受生物富集速度的限制,实验时间往往可以大为缩短,实验数据和结果的准确性、稳定性和可比性大为提高,而且还能得到吸收速率常数和释放速率常数等动力学参数,所以动力学方法越来越为研究人员所关注.

2.4 海洋浮游植物对0号柴油WAF生物富集动力学参数与其细胞体积的关系

由图4可以看出,各种海洋浮游植物对0号柴油WAF的生物富集动力学参数 BCF_{POC} 并未表现出与生物学分类的一致性,如小新月菱形藻和角毛藻,亚心形扁藻和小球藻的 BCF_{POC} ,而是与它们的体积 V_{cell} 呈现一种正相关,即细胞体积越大其 BCF_{POC} 越高,如甲藻和亚心形扁藻的 BCF_{POC} 约为细胞体积很小的小球藻的2倍.有研究表明,在藻细胞对 α -HCH的富集中,富集在细胞壁上的占13%,而富集在细胞内含物之中的则占87%,主要是与细胞壁和



左:实验瓶-○与对照瓶-●中0号柴油浓度的衰减 右:海洋浮游植物体内0号柴油的浓度-△-及方程(7)的拟合曲线
图3 海洋浮游植物对0号柴油WAF的生物富集

Left: Decline of $c_{w(c)}$, and $c_{w(s)}$. Right: c_A and fitting line with equation (7)
Fig. 3 Bioconcentration of No. 0 diesel WAF by phytoplankton

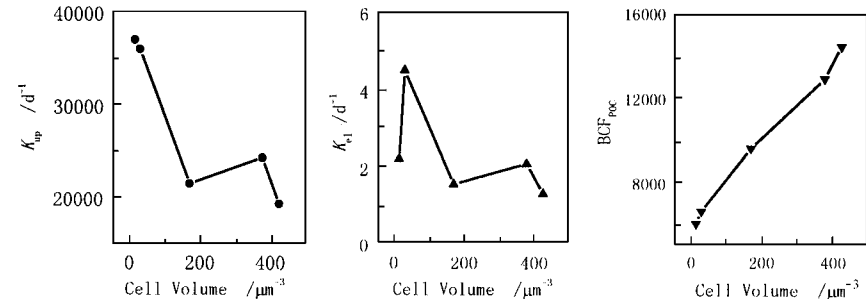


图4 海洋浮游植物对0号柴油WAF的生物富集动力学参数与其体积之间的关系
Fig. 4 Relationship between K_{up} , K_{el} , BCF_{POC} and V_{cell}

细胞内含物中的类脂发生作用^[4],这可能是藻体对有机污染物的富集是一个表面吸附,并进一步向细胞内转移的综合过程^[17]. Skoglund 和 Swackhamer^[18]也认为这主要是藻类细胞各种成分组成对其生物富集作用的贡献要比和细胞表面的吸附作用对生物富集作用的贡献更大.而与作为热力学参数的 BCF_{POC} 不同,海洋浮游植物的吸收速率常数 K_{up} 、释放速率常数 K_{el} 则基本上与其细胞体积呈现一种负相关,即细胞体积越大,海洋浮游植物对 0 号柴油 WAF 的吸收和释放速度越慢,这与经典的吸附理论是相符的.

3 结果与讨论

从上面实验数据及对其处理结果的分析表明,海洋浮游植物对 0 号柴油 WAF 等难降解有机污染物的生物富集过程是一个热力学控制的动力学过程,海洋浮游植物的吸收、释放速率常数 K_{up} 、 K_{el} 基本上与其细胞体积呈现一种负相关,而 BCF_{POC} 则与它们的体积呈现一种正相关.

本文提出的“水相差法”和生物富集模型与传统的生物体分析萃取法、富集平衡法之间有良好的-致性,而且模型方程中考虑了污染有机物在被生物富集过程中同时进行的非生物衰减过程和生物的生长稀释效应,很好的解决了现存模型只能测定非挥发性有机污染物的生物富集动力学参数的缺陷,不再局限于只能测定大型藻类、鱼类和贝类等大型生物的生物富集动力学参数,结合上述简便可靠的“水相差法”使模型适用于研究各种水生生物在室内模拟和现场实验中对挥发、难挥发性有机污染物和重金属等的生物富集动力学.

参考文献:

- [1] 国家海洋局.2001 年中国海洋环境质量公报[R].北京:海洋出版社,2002.
- [2] Ansari ZA, Saldanha MC, Rajkumar R. Effects of petroleum hydrocarbons on the growth of a *microalga*, *Isochrysis* sp. (Chrysophyta)[J]. Ind. J. Mar. Sci., 1997, **26**: 372 ~ 376.
- [3] Bhadauria S, Sengar RMS, Mittal S, Bhattacharjee S. Effect of petroleum hydrocarbons on algae[J]. J. Phycol., 1992, **28**(3 suppl.): 16 ~ 21.
- [4] Canton J H, G J van Esch, PA Greve, ABAM van Hellemond. Accumulation and elimination of α -hexachlorocyclohexan (α -HCH) by the marine algae *Chla mydo monas* and *Dunaliella*[J].

Wat. Res., 1977, **11**: 111 ~ 115.

- [5] Wang XL, Zhang J, Shi XY, Zhu CJ, An Y, Jun S, Li RX, Zhu MY, Chen Sh. Determination of toxicokinetic parameters for bioconcentration of water-soluble fraction of petroleum hydrocarbon associated with No. 0 diesel in Changjiang Estuary and Jiaozhou Bay: model versus mesocosm experiments[J]. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 2002, **42**(3): 272 ~ 297.
- [6] Banerjee S, Richard HS, Dean PO, Grady. A simple method for determining bioconcentration parameters of hydrophobic compounds[J]. Environ. Sci. Technol., 1984, **18**: 79 ~ 81.
- [7] Wolfe MF, GJB Schwartz, S Singaram, EE Mielbrecht, RS Tjeerdema, ML Sowby. Influence of dispersants on the bioavailability and trophic transfer of phenanthrene to algae and rotifers[J]. Aqua. Toxicol., 1999, **48**: 13 ~ 24.
- [8] Guilard RRL. Culture of phytoplankton for feeding marine invertebrates[A]. In: W. L. Smith and M. H. Chaney (ed). Culture of Marine Invertebrate Animals[C]. Plenum Press, New York: 1975. 121 ~ 122.
- [9] Grimalt JC, C Marifil, J Albaiges. Analysis of hydrocarbons in aquatic sediment[J]. Intern. J. Environ. Anal. Chem., 1984, **18**: 183 ~ 194.
- [10] 国家海洋局.海洋调查规范[M].北京:海洋出版社,1991.160 ~ 163.
- [11] Hirose K, Tanoue E. The vertical distribution of the strong ligand in particulate organic matter in the North Pacific[J]. Mar. Chem., 1997, **59**: 235 ~ 252.
- [12] Wang XL, S Harada, M Watanabe, H Koshikawa. Modeling the bioconcentration of hydrophobic organic chemicals in aquatic organisms[J]. Chemosphere, 1996, **32**: 1783 ~ 1793.
- [13] Southworth GR. Bioaccumulation potential of polycyclic aromatic hydrocarbons in *daphnic pulex*[J]. Wat. Res., 1978, **12**: 973 ~ 977.
- [14] Siron RG, Berlandet GiustB, Morales- Loo MR, Pelletier E. Watersoluble Petroleum compounds: chemical aspects and effects on the growth of microalgae[J]. Sci. Total Environ., 1991, **104**: 211 ~ 227.
- [15] Schümann G, Markert B. Ecotoxicology- Ecological Fundamentals, Chemical Exposure, and Biological Effects[M]. A John Wiley & Sons, INC, New York: 1998. 558 ~ 561.
- [16] 孙军,刘东艳,钱叔本.胶州湾浮游植物生物量的估算[J].海洋学报,2000, **19**: 19 ~ 31.
- [17] Tsezos M, JP Bell. Comparison of the biosorption and desorption of hazardous organic pollutants by live and dead biomass[J]. Wat. Res., 1989, **23**(5): 561 ~ 568.
- [18] Skoglund RS, DL Swackhamer. Fate of hydrophobic organic contaminants. Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs[J]. American Chemical Society, 1994, **237**: 559 ~ 573.