

酸化模型及其在确定酸沉降临界负荷中的应用*

谢绍东 郝吉明 周中平 尹寒卉

(清华大学环境工程系, 北京 100084)

摘要 简述了国外近10年来在酸沉降影响研究中,为预测酸沉降对土壤、地表水、地下水和湖泊的长期影响而开发的各种酸化模型。经比较分析,归纳出建立这些模型的基本方法及应用于确定酸沉降临界负荷的基本原理。

关键词 酸化模型, 临界负荷, 酸沉降, 酸雨。

酸化模型是定量研究生态系统受酸沉降影响的重要工具,用于预测酸沉降对土壤、地表水、地下水和湖泊的长期影响。近10年来开发的酸化模型从随机到确定、从经验(黑箱)到机理(过程定向)、从稳态到动态、从集总到分类参数、从简单到复杂过程定向的模型;有供于研究用的模型,也有用于管理服务的模型。在酸沉降控制决策研究中,为回答将酸沉降控制在何种水平才能保护生态系统免受其害而提出了酸沉降临界负荷的概念。为了估算该负荷,大量使用了酸化模型。本文简介临界负荷的概念、近10年来国外开发的酸化模型及在确定酸沉降临界负荷中的应用。

1 临界负荷的概念和确定临界负荷的一些化学指标

临界负荷是一种或多种污染物暴露的定量估计值,根据目前的认识,低于这个负荷时对环境的特定敏感部分,不会造成显著有害的影响^[1]。

为了确定临界负荷,通常根据有机体响应酸沉降的一个或一组信息来评价对生态系统的影响,用含有保护目标有机物信息的一个或一组化学指标表示。对于土壤常设置土壤或土壤溶液 pH、酸中和容量、土壤溶液 Al、BC/Al 摩尔比、碱基饱和度、营养元素的浓度及营养元素的比率等化学指标中的一个或它们的组合来作为评价对土壤影响的化学指标。然后,对这些化学指标确定一个界限,这是一个由于酸沉降或酸输入到生态系统的影响不能超过的界限,依赖于对酸沉降敏感的是哪些有机物、研究地点或区域的其他化学和环境条件,对不同的接受体具有不同的临界化学标准。表1汇集了各文献

估算临界负荷常用的一组临界化学值。

表1 确定临界负荷应用的化学指标的临界界限^[2]

指 标	应用位置		
	森林土壤 (树根区域 0—50 cm)	地下水 (处于地下 水位)	湖泊和 河流 ¹⁾
pH	>4.0	>6.0	>6.0
碱度(μEq/L)	>-300	>100—140	>50
ANC: SO ₄ ²⁻		>1.0	
总铝(mg/L)	<4.0	<0.1	<0.08
不稳定铝(mg/L)	<2.0		<0.03
BC: Al 的摩尔比	>1.0		>5
NO ₃ ⁻ (富营养化, mg/L)		<50	<30
NO ₃ ⁻ : K ⁺ 的摩尔比	<5		

1) 湖泊依体积加权, 河流依截面加权

2 稳定状态水化学模型及应用

2.1 模型简介

广泛应用于湖泊临界负荷估算的 Henriksen 模型^[2-7], 是基于离子平衡原理和酸中和容量(ANC)的概念, 应用 ANC 作为地表水敏感性指示生物的化学指标。ANC 定义为不含海盐碱基阳离子(BC)⁺ 与强酸根阴离子(AN)⁻ 之间的差, 即

$$ANC = [BC]^+ - [AN]^- \\ = [HCO_3^-] + [A^-] - [H^+] - [Al^{3+}] \quad (1)$$

* 国家“八五”科技攻关课题

收稿日期: 1995-06-19

式中,上标“ \circ ”表示水体中不含海盐的离子浓度, $[BC]^\circ$ 是不含海盐的碱基阳离子 (Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Na^+ 、 K^+) 的浓度, $[AN]^\circ$ 是 NO_3^- 和不含海盐的 SO_4^{2-} 浓度, $[A^-]$ 是有机酸根阴离子的浓度, $[Al^{3+}]$ 是带正电荷的铝离子类的浓度。

用 F 因子说明 $[Ca^{2+} + Mg^{2+}]^\circ$ 随 $[SO_4^{2-}]^\circ$ 的变化, 定义为:

$$F = \frac{\Delta[Ca^{2+} + Mg^{2+}]^\circ}{\Delta[SO_4^{2-}]^\circ} \quad (2)$$

F 因子的估算方法见文献[8, 9]。

该模型结构简单, 所需数据量少, 可用于确定水体是否已酸化并预测未来的酸度变化。尽管对 ANC 的简化定义和 F 因子的估值都可能造成较大误差, 但采用离子平衡原理和 F 因子的概念对其后的模型研究起了重要作用。

美国五大湖区湖泊酸化模型^[10]对 Henriksen 模型的计算方法作了改进, 主要体现在湖泊硫酸盐背景值的计算上。碱度背景值 Aik^0 (即 ANC) 的计算, 比 Henriksen 模型考虑的离子种类更为全面, 考虑了所有的碱离子和 Cl^- 、 SO_4^{2-} 。引入 SO_4^{2-} 富集因子说明流域对 SO_4^{2-} 变化的贡献, 用回归方法得到了“酸化程度” ΔAik^0 , 与湖泊中 SO_4^{2-} 浓度和降水酸度 H_2^+ 间的经验关系式。该模型的计算精度较 Henriksen 模型有一定改善, 但模型是建立在某特定地区经验数据的基础上, 使其应用受到限制。

2.2 临界负荷的计算^[2, 7, 11]

引起初始浓度下降到选定的碱度临界值的强酸阴离子沉降即为该地的临界负荷值。当忽略氮类物质浸出时, 湖泊的临界负荷可定义为碱基阳离子从流域地区的初始浸出。于是, 对于一个给定指示生物的酸度临界负荷, 可用 Henriksen 模型关于 ANC 的定义导出^[2]:

$$CL = ([BC]_0^\circ - [ANC]_{limit}) \cdot Q - BC_0^\circ \quad (3)$$

$[BC]_0^\circ$ 是工业化前不含海盐碱基阳离子浓度, $[ANC]_{limit}$ 是考虑的生物的临界 ANC 浓度, Q 是平均年径流量, BC_0° 是不含海盐碱基阳离子的沉降。 $[BC]_0^\circ$ 的值由目前的水化学数据估计, 即

$$[BC]_0^\circ = [BC]^\circ - F([SO_4^{2-}]^\circ - [SO_4^{2-}]_0^\circ) \quad (4)$$

下标 0 和 t 指初始的和目前的离子浓度。假设背景 SO_4^{2-} 浓度依赖于目前碱基阳离子的浓度, 对于挪威湖泊导出下述经验关系式^[11]:

$$[SO_4^{2-}]^\circ = 15 + 0.16[BC]^\circ (\mu eq/L) \quad (5)$$

此外, 平衡模型^[11]和 ANC ^[12]亦可用类似方法计算湖泊、河流的临界负荷。

3 稳定状态模型及应用

3.1 模型简介

稳态模型回避了土壤化学参数从酸化前到酸化后状态的整个变化途径, 而直接计算最终稳定状态。输入到系统中的所有酸性源通过系统内部的所有碱性源平衡, 如风化、净的硝酸盐吸收或从系统中的酸性输出, 基于长期输入到系统的酸度和长期在系统中产生的碱度间的静态质量平衡。稳态模型有 PROFILE^[13-17]、MACAL^[18]和 Arp^[19, 20]模型。

PROFILE 模型由土壤溶液平衡、风化速率和离子交换子模型组成。在土壤溶液平衡子模型中考虑了水的质子自递反应、碳酸盐平衡反应、一元有机酸的酸碱反应和产生不同电荷的铝氢氧化物种的固相水铝矿的沉淀和溶解, 基于这些反应导出了土壤溶液 ANC 的表达式。建立风化速率子模型, 是根据实验确定土壤矿物和土壤溶液组分之间有助于硅酸盐矿物风化的几个反应。对于大多数矿物, 这些反应是: ① 与 H^+ 、铝离子的不同物种、母体矿物的阳离子的反应, ② 与水和 Al 的反应, ③ 与 H^+ 和 Al 的反应, ④ 与 CO_2 的反应, ⑤ 与复杂多齿有机配位基的反应。风化速率是所有这些同时发生反应的正反应速率的和减去逆反应速率的和, 再减去次生固相沉淀的速率。反应速率方程是以过渡态理论为基础, 结合活化配合物浓度的表达式, 得到常温下风化速率的总表达式。

PROFILE 对每一个化学均质的土壤层, 导出一个关于 ANC 的质量平衡。 ANC 变化的水平必须等于进出土壤层溶液的 ANC 和由不同源产生 ANC 速率间的净差值。考虑的过程包括 H 、 Al 、碱基阳离子的阳离子交换反应, 硅酸盐风化, 以及可以作为 ANC 的汇和源的生物过程。构成土壤化学模型基础的关键质量平衡是:

$$\frac{d[ANC]}{dt} = \frac{1}{Z\theta} \left(Q_0[ANC]_0 - \left(Q + Z \frac{d\theta}{dt} \right) [ANC] \right) + R_w + R_{exc} + R_{BC} + R_N \quad (6)$$

式中, Z 为土壤层深度 (m), θ 为土壤含水量 ($m^3 \cdot m^{-3}$), Q 为通过土壤层的流量 ($m^3 \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$), R_w 为由风化产生的 ANC 的速率 ($kmol \cdot m^3 \cdot a^{-1}$), R_{BC} 为碱基阳离子吸收的速率 ($kmol \cdot m^3 \cdot a^{-1}$), R_N 为通过 N 反应和吸收产生 ANC 的速率 ($kmol \cdot m^3 \cdot a^{-1}$)。下标 0 表示流入到土壤层的浓度, S 表示土壤。在估算临界负荷时, 只需求出上述方程的稳定解, 即 $\frac{d[ANC]}{dt} = 0$ 。

对于每一个土壤层, 模型需要输入土壤矿物学、质地和密度、 CO_2 分压和植物吸收碱基阳离子的速率等,

输出的是土壤不同深度的风化速率和土壤溶液的成分, 如 pH、钙和铝离子的浓度, BC/Al 摩尔比及碱饱和度。

MACAL 模型考虑沉降、叶片分泌、矿化、吸收和 风化等过程。假设矿化在土壤表面发生、吸收和 风化在土壤内发生, 对于给定深度的某组分的通 量描述为:

$$EL_{flux}(Z) = EL_d + EL_e + EL_m + EL_w(Z) - EL_n(Z) \quad (7)$$

式中, $EL_{flux}(Z)$ 是在一给定深度 Z 处组分的通 量, EL_d 是组分的沉降通量, EL_e 是组分的渗 出通量, EL_m 是组分的矿化通量, $EL_w(Z)$ 是 给定深度 Z 处组分的累积风化通量, $EL_n(Z)$ 是给定深度 Z 处组分的累积吸收通量。

3.2 临界负荷的计算

稳态模型广泛用于森林土壤的临界负荷估算, 一 是在不同酸沉降量下运转模型, 将不同深度的 Al 浓度、BC/Al 与临界界限值比较, 寻求平衡系统的最大酸度输 入, 即临界负荷值; 另是根据定义由模型输出结果直接 计算。PROFILE 定义潜在酸度临界负荷^[2, 13, 17]为:

$$CL(Ac_{pot}) = \sum_{layers} Z\theta(R_w - R_{BC} + R_N) - Q_{rum}[ANC]_{limit} \quad (8)$$

酸度临界负荷^[2, 13, 17]为:

$$CL(Ac_{act}) = \sum_{layers} Z\theta R_w - Q_{rum}[ANC]_{limit} \quad (9)$$

(8)和(9)式中: Q_{rum} 为径流量 ($m \cdot a^{-1}$), $[ANC]_{limit}$ 是在

设定临界化学值下径流中的 ANC 浓度。

MACAL 对于给定的 S 和 N 沉降, 预测各组分的 通量和水通量, 计算出 10 cm 到 80 cm 深度(树根区域) 范围内土壤中 Ca 和 Al 浓度(Ca/Al 摩尔比)的年平均 值。估算森林土壤的临界负荷, 是以 Al 浓度和 Ca : Al 比分别为 $0.2 \text{ mmol} \cdot L^{-1}$ 和 1 的临界值。

4 动态模型

4.1 模型简介

动态模型是用一个数字模型计算生态系统响应酸 沉降变化的状态随时间的逐渐变化, 深入研究生态系 统中发生的物理、化学和生物反应过程, 运用化学平衡 原理和质量平衡描述这些过程机理, 再用水文、化学平衡 和质量衡算方程求解反映系统化学特性和水文特性的 变量值。各模型考虑的过程和过程的描述见表 2。

MAGIC^[21-25] 是一个集总参数的土壤过程定向模 型, 其结构由 2 部分组成: ① 土壤-土壤溶液化学平衡 定量描述土壤平衡过程和土壤水进入河流时发生的化 学变化、土壤和土壤溶液之间的化学平衡的移动导致地 表水的化学变化。考虑了硫酸盐的吸附、阳离子交换、 铝的溶解和沉积、有机酸及碳酸盐的溶解、无机碳的分 解。溶液中的主要离子由这些平衡反应同时确定。② 质量平衡或质量概算 假设大气沉降和化学风化的输 入、碱基阳离子的净吸收和离子迁移到径流水等过程,

表 2 各动态模型中考虑的过程及过程的描述

过 程	SMART	MAGIC	Birkenes	ILWAS	SAFE	RESAM
水文学的过程	降雨剩余量	水文学子模型	水文学子模型	水文学子模型	水文学子模型	水文学子模型
生物地球化学过程				正比于沉降和叶		是沉降和叶片成
叶面吸收/渗析	—	—	—	片成分	—	分的函数
落叶	—	—	—	模型输入	—	线性相关关系
矿物/固定	零级反应	零级反应	经验方程	一级反应		一级反应
净吸收	零级反应	零级反应	—	零级反应	零级反应	一级反应
硝化	正比于沉降	零级反应	—	Michaelis Menten	Michaelis Menten	一级反应
CO ₂ -产生/交换	—	—	—	动力学方程+	动力学方程—	—
地球化学过程						
碳酸化学	化学平衡	化学平衡	化学平衡	化学平衡	化学平衡	化学平衡
有机酸化学	—	化学平衡	化学平衡	化学平衡	化学平衡	化学平衡
碳酸盐风化	化学平衡	—	—	—	动力学方程	—
硅酸盐风化	零级反应	零级反应	零级反应	零级反应	动力学方程	一级反应
	(依赖于 pH)	(依赖于 pH)	(依赖于 pH)	(依赖于 pH)		
Al(OH) ₃ 风化	化学平衡	化学平衡	化学平衡	速率限制	动力学方程	化学平衡
Al 配合物	—	化学平衡	—	化学平衡	化学平衡	化学平衡
阳离子交换	Gaines-Thomas 平衡方程	Gaines-Thomas 平衡方程	Gapon 平衡方程	Gapon 平衡方程	Gapon 质量 一转化方程	Gaines-Thomas 平衡方程
阴离子滞留	—	Langmuir	Linear	Linear	—	—

控制进出土壤中的主要离子通量。

反映主要阴阳离子变化的质量衡算动态方程的公式为:

$$\frac{dx_T}{dt} = F_x + W_x - Q \times [x] \times n \quad (10)$$

式中, x_T 为流域中离子 x 的总量($\text{eq} \cdot \text{m}^{-2}$); F_x 为离子进入流域的大气通量($\text{eq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{t}^{-1}$); W_x 为离子的净吸收-释放通量($\text{eq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{t}^{-1}$); $[x]$ 为河流中离子的总浓度($\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}$); Q 为河流的体积流量($\text{m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$); n 是离子的电荷。化学平衡及质量平衡方程中的变量用定义式联系。模型输出集水域化学, 包括 pH、碱度和 Al 浓度。该模型的“集总参数”法为当前的研究指出了一个重要方向, 是一个理论性较强的过程定向模型, 所需数据量适度, 计算容易, 被美国“国家酸沉降评价”(NAPAP)报告列为 2 个推荐模型之一。

由表 2 可知, ILWAS^[26-29]是最复杂和详细的酸化模型。与其他模型的主要区别, 是包含影响土壤和河流化学的所有主要生物地球化学过程, 即①树冠相互作用(叶面吸收和叶面渗析), ② 营养元素的循环(落叶、矿化和吸收), ③ N 动力学(硝化)和④ CO₂ 动力学(产生和交换)。该模型理论性强, 适用范围、计算精度都优于其它模型, 因此也被美国 NAPAP 报告列为推荐模式。然而计算所需数据量过大, 模型启动取决于模型的检验, 因此大大地限制了模型的应用。

RLM^[16, 30, 31]由气象子模型(确定酸雨降落到流域面积的体积和浓度)、水文学子模型(模拟土壤流动路径)、土壤化学子模型(计算土壤溶液中离子浓度)、湖泊化学子模型(确定湖泊 ANC 和 pH)组成。为描述地表水化学, 假设只需考虑土壤盐基饱和度和土壤溶液 pH 间的关系、铝的固相与液相间的关系。

Birkenes^[32]是简单的双单元模型, 能成功地预测河流化学性质的短期变化趋势, 是早期过程定向模型中比较成功的一个。在研究河流对酸沉降响应的短期预测中, 该模型是一个有用的工具。

MIDAS^[33]是结构类似于 MAGIC 的单箱模型, 基于以酸度作为主要变量。

SMART^[34, 35]也是单箱模型, 很多地方类似于 MAGIC, 但忽略了 SO₄²⁻ 的吸附、氮的固定及吸附和 Al 与 RCOO⁻、OH⁻、F⁻ 及 SO₄²⁻ 的配位反应, 包含碳酸盐的风化和碳酸盐、Al(OH)₃ 的质量平衡。因此, 该模型在所有缓冲范围内能够模拟土壤行为, 是要求输入数据最少的动态模型。

RESAM^[36, 37]的基本思想是将酸化过程想象为森林元素循环的失调, 如土壤和树冠间的氮和碱基阳离子循

环, 生物量矿化和阳离子交换及土壤剖面的质量平衡。其基本结构基于森林元素循环和土壤酸化间的相互关系, 基本变量是铝、碱基阳离子和氮营养素。

SAFE^[38, 39]从降雨量的渗透到地表水的输出过程中, 考虑山坡土壤中形成的水力学的流动, 用一个二维土壤化学模型描述。以 PROFILE 作为子程序计算风化速率和初始条件。模型中的铝动态, 是由原生矿物和铝硅酸盐的风化、离子交换和次生固体的沉积供给的铝的总和, 可任意选择铝模型(动力学或水铝矿)。

综上所述, 所有模型都包括 CO₂ 溶解、硅酸盐风化、Al(OH)₃ 风化和阳离子交换的作用。除 ILWAS 外, 都分别用零级反应和水铝矿的平衡反应描述硅酸盐和 Al(OH)₃ 的风化。阳离子交换用 Gaines-Thomas 或 Gapon 方程描述, 主要区别是交换方程中包含的阳离子数量不同。SMART、RESAM 应用与土壤中碱基阳离子含量的相关关系计算风化速率, SAEF 以土壤矿物学和质地为输入数据计算风化速率, 而其他模型均是以整个土壤剖面的风化速率为输入参数。

4.2 动态模型的应用

动态模型广泛应用于预测酸沉降对生态系统的长期影响、计算生态系统随时间演变的整个酸化过程的途径、探索依赖于时间的排放方案和研究对生态系统的某一特殊事件的影响、估算响应酸沉降和恢复生态系的时间。确定临界负荷的一般过程^[40, 41], 是在不同酸沉降量下运行这些模型, 根据模拟计算的结果考察系统的性质, 通过与确定的一组生态指标的临界值(如 pH 或碱度, 见表 1)比较, 寻找系统能承受的最高酸沉降负荷, 该负荷即为估算的临界负荷值。

5 小结和展望

(1) 用动态模型评价酸沉降对生态系统化学特性演变的影响, 可给出控制酸化过程的主要过程和实施排放控制计划时评价生态系统可能得到的恢复。但模型未校验和必须检验, 缺乏工业化前的可靠输入数据, 而估计出 100 年前许多强度因子(如沉降组成、土壤 pH 及碱基饱和度)和容量因子(如矿物丰度、阳离子交换容量)。稳态法所需数据量少, 但不能给出酸化速率和评价土壤剖面的恢复。

(2) 动态模型要求输入的数据量大, 且许多参数目前很难获得, 因此仅用于典型地点临界负荷的估算, 而稳态法广泛应用于欧洲临界负荷区划。显然, 推广酸化模型应用范围的关键, 是通过实验获得模型输入参数。

(3) 近年来, 合并酸化模型中相互影响的结构而建

立起了区域性的酸化模型(如 RAINS^[42]和 HAKO-MA^[43]), 并使其既能作为研究工具, 又能作为管理工具, 是酸化模型完善和发展的趋势。因此, 今后建立的模型必须具备: ① 过程定向, 以便深入了解系统的行为; ② 简单, 以便应用于区域规模时要求最少的输入数据; ③ 动态, 以便分析土壤的长期行为; ④ 空间分布, 以便确定土壤酸化的地理学范围。

参 考 文 献

- 1 Nilsson J et al. . Critical Loads for Nitrogen and Sulphur. Stockholm: Nordic Council of Ministers, 1986
- 2 Sverdrup H et al. . Mapping Critical Loads. UN/ECE, the Nordic Council of Ministers, Miljorapport, 1990: 14, Nord 1990: 98
- 3 Reuss J O et al. . Water, Air, and Soil Pollution, 1986, **30**: 909
- 4 Henriksen A et al. . Environmental Science Technology, 1988, **22**: 8
- 5 Henriksen A et al. . AMBIO, 1988, **17**: 259
- 6 Henriksen A et al. . AMBIO, 1989, **18**: 314
- 7 Henriksen A et al. . AMBIO, 1992, **21**: 356
- 8 Brakk D F et al. . Kamari J. Acidification Models. New York: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1989: 45—54
- 9 Brakke D F et al. . Verh Internat Verin. Limnol, 1990, **24**: 146
- 10 Rogalla J A et al. . Water, Air, and soil Pollution, 1986, **31**: 95
- 11 Martin F et al. . Environmental Pollution, 1992, **77**: 185
- 12 Eshleman K N et al. . Environmental Sci. Technol. , 1988, **22**: 685
- 13 Warfinge P et al. . Water, Air, and Soil Pollution, 1992, **63**: 119
- 14 Sverdrup H et al. . Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. UN-ECE, Nordic Council fo Ministers. Miljorapport, 1988: 81—130
- 15 Sverdrup H et al. . Environ. Pollut. , 1991, **77**: 321
- 16 Chadwick M J et al. . Acid Deposition. New york: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1991: 279—315
- 17 Sverdrup H et al. . AMBIO, 1992, **21**(5): 348
- 18 de Vries W et al. . Water, Air and Soil Pollution, 1988, **42**: 221
- 19 Arp P A. . Ecological Modelling, 1983, **19**: 105
- 20 Arp P et al. . Ecological Modelling, 1983, **19**: 119
- 21 Cosby B J et al. . Jurnal of Hydrology, 1990, **120**: 143
- 22 Jenkins A et al. . Journal of Hydrology, 1990, **120**: 163
- 23 Cosby B J et al. . Water Resources Research, 1985, **21**(1): 51
- 24 Cosby B J et al. . Water Resources Recsearch, 1985, **21**(11): 1591
- 25 Cosby B J et al. . Water Resources Recsearch, 1986, **22**(8): 1283
- 26 Steven A et al. . Water, Air and Soil Pollution, 1985, **26**: 425
- 27 Rose K A et al. . Water Resources Research, 1991, **27**(10): 2577
- 28 Rose K A et al. . Water Resources Research, 1991, **27**(10): 2591
- 29 Cook R B et al. . Environmental Pollution, 1992, **77**: 235
- 30 Small M J et al. . Impact Models to Assess Regional Acidification. Dordrecht: K luwer Academtc Publishers, 1990: 167—181
- 31 Gardner R H et al. . Impact Models to Assess Regional Acidification. Dordrecht: Kluwer Academtc Publishers, 1990: 185—267
- 32 Christophersen N et al. . Water Resources Research, 1982, **18**(4): 977
- 33 Holmberg M et al. . Regional Acidification Models. New York: Springer-verlag Berlin Heidelberg, 1989: 229—248
- 34 de Vries W et al. . Régional Acidification Models. New York: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1989: 129—149
- 35 de Vries W et al. . Water, Air and Soil Pollution, 1989, **48**: 349
- 36 de Vriew W et al. . Regional Acidification Model. New York: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1989: 113—128
- 37 de Vries W. . Impact Models to Assess Regional Acidification Dordrecht: Kluwer Academtc Publishers, 1990: 3—21
- 38 Sverdrup H et al. . Air Pollution and Ecosystems- Proceedings of an International Symposium Held in Grenoble. France; Reidel D. Publishing Compang, 1987: 817—822
- 39 Warvfing P et al. . Environ. Pollut. , 1993: 209—221
- 40 Qi Ling et al. . Emerging Technologies for Environment Protection-Preparing for the 21st Century. Beijing: International Academic Publishers, 1993: 648—655
- 41 越殿五等. 中国环境科学, 1992, **1**(2): 93
- 42 Alcamo J et al. . The Rains Model of Acidification. Dordrecht/Boston/London: Kluwer Academic Publishers, 1990
- 43 Johansson M et al. . Geographical extent and time development. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1989: 229—240

to fluidize easily in the reactor. The treatment system can resist the loading fluctuation and possess high dehydrogenase activity.

Key words: fluidized, biofilm, treatment, phenolic wastewater, carrier.

Development of a New Type Dispelling Smoke Silencer of Diesel Engine. Zeng Defang (Turbine College, Wuhan University of Science and Technology of Traffic, Wuhan 430063); *Chin. J. Environ. Sci.*, 17(1), 1996, pp. 63–64

This paper introduces a kind of method of making a new type dispelling smoke silencer of diesel engine. The method includes adding a kind of solution which can clean the end gas of diesel engine to the bottom of the old silencer of diesel engine. The end gas of diesel engine can be both cleaned and silenced by passing through the dispelling smoke silencer. A comparison of new silencer with the old one under the same condition on the type 135 diesel engine has shown that the dispelling smoke silencer can reduce 80% of smoke and 14.1% of noise (from 99 dB to 85 dB).

Key words: diesel engine, dispelling smoke silencer, noise, end gas of diesel engine.

A Study on Treatment of Traditional Chinese Medicine Wastewater by SBR Process. Han Xiangkui et al. (Jilin Architectural and Civil Engineering Institute, Changchun 130021); *Chin. J. Environ. Sci.*, 17(1), 1996, pp. 65–67

Experimental results showed that at the concentration range of COD in influent from 1000 mg/L to 2500 mg/L, effluent COD can be reduced to less than 250 mg/L, BOD₅ and SS less than 100 mg/L. These levels conform to discharge permission standard of pharmaceutical wastewater. The variation behavior of dehydrogenase during the process of aeration is also discussed in this paper.

Key words: SBR process, wastewater treatment, traditional Chinese medicine wastewater.

Dioxins in Stack Ash from PCBs Incinerator. Ke Jiang et al. (Research Center for Eco-environmental Sciences, CAS, Beijing 100085); *Chin. J. Environ. Sci.*, 17(1), 1996, pp. 68–71

The PCDD/Fs in stack ash from a experimental incinerator for destruction of PCBs waste have been determined by ¹³C isotope HRGC/HRMS method. Seventeen 2, 3, 7, 8-substituted toxic dioxins congeners were quantitatively measured. The TEQ value of the stack ash is 47.2 ng/g.

Key words: stack ash, PCBs, dioxins.

Releasing of PAHs from Coal-ash in Seawater. Fu Yunna and Liu Yiwen (Inst. of Mar. Environ. Prot., SOA, Dalian 116023); *Chin. J. Environ. Sci.*, 17(1), 1996, pp. 72–74

Releasing of PAHs from coal-ash in seawater was determined by fluorescence spectrophotometer. The amounts of PAHs from coal-ash soaked before and after in seawater were also analysed by reversed high performance liquid chromatography with UV or fluorescence detectors. The results show that the static state releasing and adsorption

of PAHs from coal-ash in seawater are reversible, releasing of PAHs is pool, and PAHs in the fine coal-ash dumped into sea from heat and power plant have little effect to the marine environment.

Key words: coal-ash, PAHs, releasing, seawater.

Spectrophotometric Determination of Anionic Surfactants in Water with Bromocresol Green and Cetylpyridinium Bromide. Wang Yongsheng et al. (Hengyang Medical College, Hengyang 421001); *Chin. J. Environ. Sci.*, 17(1), 1996, pp. 75–77

In this paper a spectrophotometric method has been developed for the determination of anionic surfactants in water with bromocresol green (BCG) and cetylpyridinium bromide (CPB). Sodium dodecylbenzenesulfonate (SDBS) and sodium dodecylsulfate (SDS) were determined at 614 nm and pH range of 5.5–9.0. In the concentration range of 0–80 μg/10 ml for SDBS and 0–75 μg/10 ml for SDS, both of them obey Beer's law in the presence of 86 μg CPB. The apparent molar absorptivities are $2.9 \times 10^4 \text{ L} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$ for SDBS and $3.1 \times 10^4 \text{ L} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$ for SDS. The proposed method has been applied to the determination of anionic surfactants in river water and wastewater. The average recovery of environmental water samples was 99.3% and the relative standard deviation was less than 3.0%.

Key words: anionic surfactants, bromocresol green, cetylpyridinium bromide, spectrophotometry.

Photometric Determinations of Nickel and Copper in Wastewater by Reversed Flow Injection Analysis. Wang Peng et al. (Department of Applied Chemistry, Harbin Institute of Technology, 150006); *Chin. J. Environ. Sci.*, 17(1), 1996, pp. 78–79

The new wastewater monitoring system by use of reversed flow injection spectrophotometry has been developed with injection of different reagents to produce similar color compounds by chemical reactions. The system has been used to simultaneous determination of nickel and copper in wastewater. The detection frequency of the method is 60 samples h⁻¹, the minimum detection limits are 0.03 μg Ni ml⁻¹ and 0.04 μg Cu ml⁻¹ respectively.

Key words: environmental monitoring, flow injection analysis, nickel, copper.

Acidification Models and Their Application to the Determination of Critical Load for Acid Deposition. Xie Shaodong et al. (Dept. of Environ. Eng., Tsinghua Univ., Beijing 100084); *Chin. J. Environ. Sci.*, 17(1), 1996, pp. 80–84

This paper briefly discusses different models developed abroad in the study of precipitation effects to predict the long-term effects of acid deposition on soil, surface water, ground water and lakes in the past ten years. The basic methods to establish these models and the principles to apply them to the determination of critical load for acid deposition are presented based on through comparisons and analyses.

Key words: acidification model, critical load, acid deposition, acid rain.